

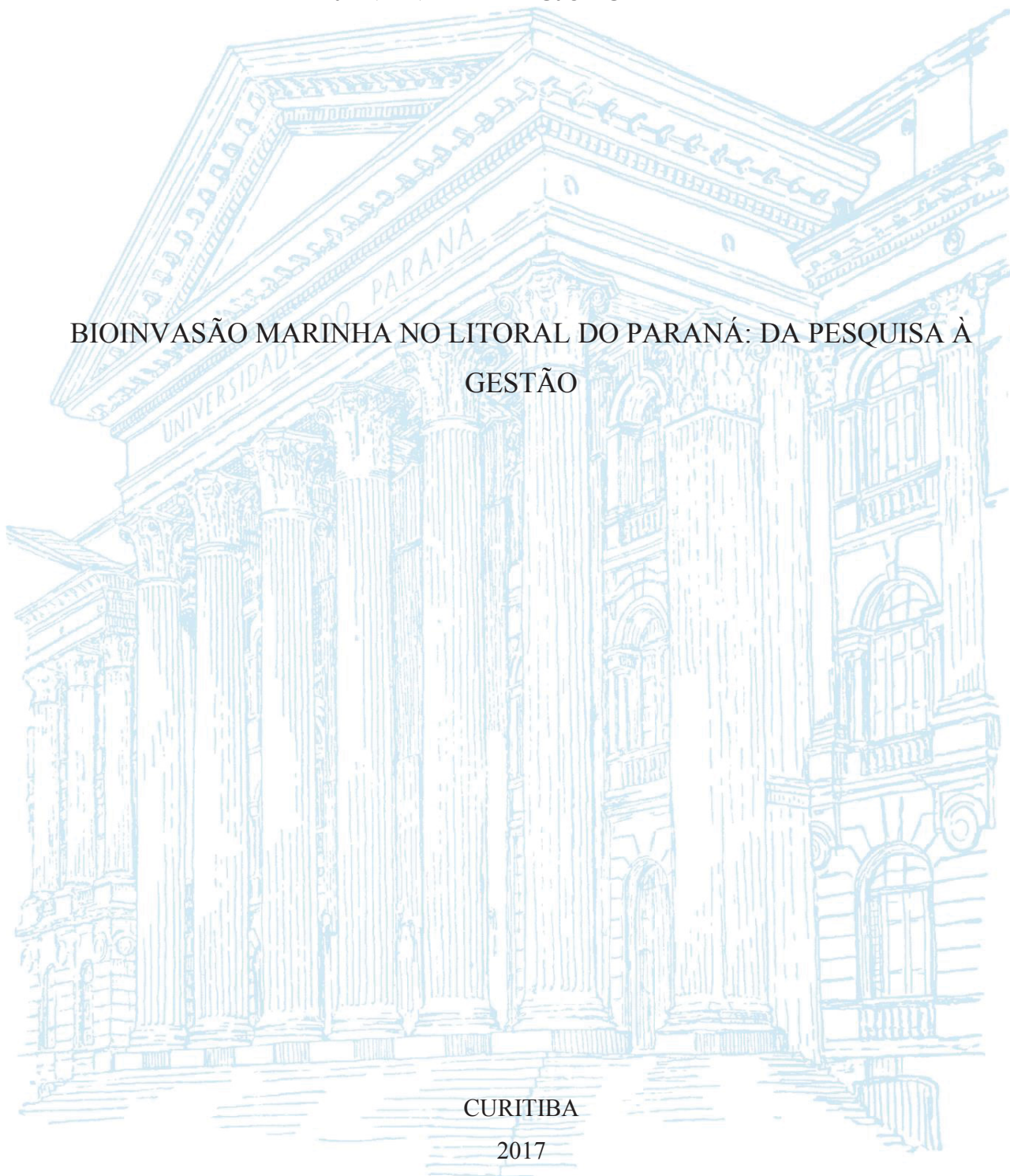
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JANAÍNA DE ARAÚJO BUMBEER

BIOINVASÃO MARINHA NO LITORAL DO PARANÁ: DA PESQUISA À
GESTÃO

CURITIBA

2017



JANAÍNA DE ARAÚJO BUMBEER

BIOINVASÃO MARINHA NO LITORAL DO PARANÁ: DA PESQUISA À
GESTÃO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação, Setor de Ciências
Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como
requisito parcial à obtenção do título de Doutora em
Ecologia e Conservação

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Rosana M. da Rocha

CURITIBA

2017

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Rosilei Vilas Boas – CRB/9-939).

Bumbeer, Janaína de Araújo.

Bioinvasão marinha no litoral do Paraná: da pesquisa à gestão. / Janaína de Araújo Bumbeer. – Curitiba, 2017.

185 f. : il.

Orientadora: Rosana Moreira da Rocha.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

1. Bioinvasão. 2. Animais exóticos. 3. Ecologia costeira - Paraná. 4. Ecossistemas aquáticos. I. Título. II. Rocha, Rosana Moreira da. III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (20. ed.) 574.52636




MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
Código CAPES: 40001016048P6

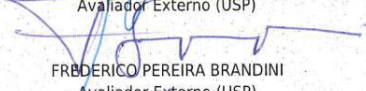
TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Tese de Doutorado de **JANAINA DE ARAUJO BUMBEER**, intitulada: **"Bioinvasão marinha no litoral do Paraná: da pesquisa à gestão"**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação no rito de defesa. A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

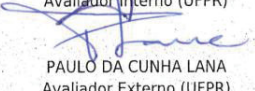
Curitiba, 25 de Agosto de 2017.


ROSANA MOREIRA DA ROCHA
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


ALEXANDER TURRA
Avaliador Externo (USP)


FREDERICO PEREIRA BRANDINI
Avaliador Externo (USP)


JEAN RICARDO SIMÕES VITULE
Avaliador Interno (UFPR)


PAULO DA CUNHA LANA
Avaliador Externo (UFPR)



Dedico este trabalho aos meus amores,
Maria Bezerra e Raphael Couto.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho só foi possível com o apoio de muitas pessoas e instituições, que contribuíram de diversas formas ao longo desses anos. Desde o financiamento até uma palavra, sou grata por ajudarem a traçar e percorrer este caminho.

Agradeço à minha orientadora Rosana Rocha, por me receber com as muitas ideias debaixo do braço e ajudar a moldá-las e, principalmente, por ter me apoiado nas tantas turbulências desse último ano de doutorado.

Obrigada à Universidade Federal do Paraná, por ser minha segunda casa desde 2002, e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, todos os professores, funcionários e colegas. Muito orgulho de fazer parte dessa história, já sinto saudade.

Sou grata à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa durante o doutorado e especialmente pela oportunidade incrível de fazer o doutorado sanduíche. Uma experiência como essa transforma nossa vida pessoal e profissional e espero que ainda possa beneficiar muitos alunos. Também agradeço à University of South Florida e ao professor Cameron Ainsworth, por receberem uma estranha na linda cidade de St. Petersburg na Flórida, e compartilharem um pouco do seu conhecimento e estrutura. Obrigada ao pessoal das minhas casas temporárias, St. Pete Eco-Village e Green House, por tornarem essa vivência ainda mais completa. Falando em experiências no exterior, agradeço ao Woods Hole Oceanographic Institute e University of Cambridge por me selecionarem e financiarem minha participação em eventos científicos tão incríveis.

Agradeço à Petrobrás Ambiental e Fundação Grupo Boticário pelo financiamento dos projetos que fizeram parte dessa tese.

Um obrigada muito especial à MarBrasil, sem a qual nada disso seria possível. Obrigada pela estrutura para as coletas e execução do projeto, por todas as oportunidades de trabalhar com pesquisa e também de exercitar outras habilidades. Sou grata, principalmente, por todos com quem convivi e trabalhei lá nesses oito anos, em especial Frederico Brandini, Elair Siuch, Juliano Dobis, Vinícius Araújo, Camilla Beatritse, Pedro Weiser, e a equipe de campo mais parceira que existe - André Cattani, Marcelo Soeth, Mariane Andrade, Angeline Saucsen - vocês fazem parte de uma lembrança mais que querida. Um agradecimento especial ao Robin Loose, que participou de todos os mergulhos mesmo com visibilidade zero, por ser meu dupla e instrutor; e à Lilyane Santos, por todo trabalho duro até o último dia, pensa numa guria parceira! ☺

Agradeço aos meus colegas de laboratório, parceiros de conquistas, angústias e cafezinhos: Laura Kremer, Livia Moura, Joyce Teixeira, Sandra Andrade, Nadia Bonnet, Daniel Lins, Sandra Vieira. Agradeço especialmente ao Nicolas Chierigatti, que foi meu estagiário e quase

enlouqueceu com os milhares de potinhos de amostras, e à Isabela Neves, que ajudou em todas as fases do doc.

Aos muitos taxonomistas que tão gentilmente identificaram as muitas amostras: Leandro Manzoni Vieira (Bryozoa), Maria Angélica Haddad, Ana Carolina Cabral, Sergio Stampar e Maria Eduarda dos Santos (Cnidaria), Luiz Ricardo de Simone e Daniel Cavallari (Mollusca), Kalina Brauko (Polychaeta), João Luís Carraro, Sula Salani, Fernanda Azevedo e Mariana Poletto dos Santos (Porifera), Isabela Monteiro Neves e Livia Moura (Tunicata) e Franciani Pellizzari (Algas).

Aos demais pesquisadores que contribuíram diretamente com essa pesquisa, cedendo um pouco do seu tempo e conhecimento para responder entrevistas e fornecer informações valiosas: Fabio Pitombo, Luis Bezerra, Helena Cascon, Leandro Vieira, Joel Creed, Tito Lotufo, Luciana Altvater, Sergio Stampar, Ariane Betim, Fernanda Azevedo, Paulo Lana, Vasily Radashevsky, Raphael Macieira, Alfredo Carvalho, Carlos Eduardo Ferreira, Marcelo Soeth, André Cattani, Lilyane Santos e Carolina Paiva da Silva.

Agradeço aos coautores dos capítulos, que contribuíram e compartilharam seu conhecimento comigo: André Padial, Hugo Bornatowski, Maurício de Castro Robert, Cameron Ainsworth, Joel Creed e Sílvia Ziller.

Obrigada aos membros titulares e suplentes da pré-banca e da banca avaliadora, por terem aceitado tão prontamente o convite: Alexander Turra, Frederico Brandini, Jean Vitule, Leonardo Sandrini, Maria Angélica Haddad e Paulo Lana.

Agradeço à melhor turma da bio (GRR 2002), onde há 15 anos tudo começou. Praticamente metade da minha vida passei com vocês, e posso dizer que os profissionais e amigos que vocês são certamente influenciam na minha jornada. E também não posso deixar de agradecer os meus amigos “não acadêmicos” que tornam tudo mais leve e divertido. <3

Agradeço à minha família, que compreendeu minha ausência e sempre apoiou meus sonhos. Alguns se foram muito cedo, mas também fazem parte dessa história. Sou grata especialmente à minha mãe, Maria Bezerra, por vencer todos os desafios e chegar até aqui comigo.

Agradeço ao Raphael Couto, por ser o melhor parceiro e melhor amigo, por me ~~aturar~~ incentivar sempre, e por tornar dias cinzas mais alegres.

A todos que escreveram essa tese comigo, muito obrigada!

Continue a nadar, continue a nadar.

(Dory, 2003)

RESUMO

A bioinvasão é uma das maiores ameaças aos ecossistemas marinhos e causa impactos ecológicos e socioeconômicos em todo o mundo. Portanto, é de fundamental importância compreender os fatores relacionados à introdução de espécies exóticas (EE), bem como prever seu potencial impacto e adotar as medidas necessárias para o manejo mais adequado. Nesse sentido, os capítulos I e II trazem resultados do primeiro levantamento da comunidade bentônica de substrato consolidado do Paraná, realizado ao longo de cinco anos em substratos naturais e artificiais, localizados dentro do estuário, em uma área de transição e em mar aberto. Ao todo foram registradas 215 espécies, sendo 32 algas e 183 invertebrados. Combinando esses dados com busca em literatura e contato com pesquisadores, no capítulo I foram registradas 19 espécies exóticas. A análise da distribuição dessas EE revelou que a riqueza total de EE foi muito similar nos diferentes locais e substratos, demonstrando que as EE estão se espalhando para os substratos naturais e mar aberto. Aprofundando as análises, o capítulo II revelou que o setor estuarino e substratos artificiais são os tratamentos com maior frequência de EE e com menor diversidade beta. Ainda, que há homogeneização da biota caracterizada por um padrão de aninhamento e que está correlacionado positivamente ao número de EE por amostragem. Mesmo ficando clara a relação das EE com o setor estuarino e substratos artificiais, vale lembrar que as EE também estão presentes nos substratos naturais e no setor marinho, o que aumenta o risco destas espécies tornarem-se invasoras. O capítulo III abrangeu uma escala ecossistêmica ao modelar o possível impacto de um mesopredador generalista, o peixe-leão (*Pterois volitans*), na cadeia trófica do litoral do Paraná. A simulação por meio do programa *Ecopath-with-Ecosim* revelou grande impacto na cadeia trófica devido à competição com outros predadores e à predação de espécies-chave. Os peixes recifais seriam os mais afetados, incluindo espécies de grande importância econômica e ecológica, como garoupas e lutjanídeos. Medidas imediatas devem ser adotadas para prevenir a introdução do peixe-leão e tornar o ecossistema mais resiliente para a chegada dessa e outras espécies exóticas. Considerando este cenário, o objetivo do Capítulo IV realizou uma análise de risco de invasão marinha no Brasil por meio da ferramenta CMIST (*Canadian Marine Invasive Screening Tool*), que permite avaliação rápida, com incorporação da incerteza e do princípio da precaução. A análise foi aplicada a 71 espécies (7 peixes e 64 invertebrados) e parece ser adequada à realidade brasileira principalmente por ser pouco complexa e de baixo custo, além de permitir uma comparação do risco representado por diversas espécies em uma situação em que os recursos precisam ser priorizados. Este capítulo também propõe e discute diretrizes a serem aplicadas em políticas públicas relacionadas à invasão por EE em ambientes marinhos da costa brasileira, com foco na prevenção. O Brasil deve desenvolver um programa de biossegurança com abordagem integrada, consolidado em um quadro legislativo unitário e de abrangência federal. Enquanto isso não acontece, o princípio da precaução deve ser adotado.

Palavras-chave: 1. Bioinvasão 2. Animais exóticos 3. Ecologia costeira 4 Paraná 5. Ecossistemas aquáticos

ABSTRACT

Bioinvasion is one of the greatest threats to marine ecosystems and causes ecological and socioeconomic impacts worldwide. Therefore, understanding factors associated with the introduction of non-indigenous species (NIS), as well as predicting their potential impact are very important in order to determine the most appropriate management. Accordingly, chapters I and II present results of the first survey of the benthic community on hard substrates in Paraná, carried out over five years on natural and artificial substrates, within the estuary, in a transition area and the open sea. We found a total of 215 species, including 32 algae and 193 invertebrates. In Chapter 1, we report 19 exotic species that we found combining our data with the literature and other researchers. The distribution of these exotic species revealed that their total species richness was very similar in the different sites and substrates, demonstrating that they are spreading to natural areas and open sea substrates. In Chapter II we show that the estuary and artificial substrates have the highest exotic species frequencies and the lowest betadiversity. Also, the biota suffers homogenization that is characterized by strong nestedness that is correlated with the number of exotic species per sample. Although the relationship of NIS in the estuary and artificial substrates is clear, we emphasize that NIS are also present on natural substrates and in the open sea, and these increase the risk of invasion. Chapter III examined the ecosystem scale by modeling the possible impact of a generalist mesopredator, the lionfish *Pterois volitans*, in the trophic chain in coastal Paraná. Simulations with the Ecopath-with-Ecosim program revealed a major impact on the food chain due to competition with other predators and predation of key species. Reef fishes are likely to be most affected, including species of great economic and ecological importance, such as groupers and lutjanids. Various strategies and policies should immediately be developed and applied to prevent the arrival and establishment of the lionfish, and to make the ecosystem more resilient to this and other possible exotic species. Considering this scenario, the objective of Chapter IV was to carry out a marine invasion risk analysis in Brazil through the CMIST (Canadian Marine Invasive Screening Tool), which allows rapid assessment, incorporating uncertainty and the precautionary principle. The analysis was applied to 71 species (7 fish and 64 invertebrates) and seems to be adequate for Brazil, mainly because of its low complexity and cost, in addition to allowing a comparison of risk due to several species and when limited resources need to be prioritized. Here, we also propose guidelines to be applied in policy with respect to invasion by NIS in marine environments of the Brazilian coast, focusing on prevention. Brazil should develop an integrated biosecurity program, within a unitary and federal legislative framework. Until that is put into effect, the precautionary principle must be adopted.

Keywords: 1. Bioinvasion 2. Non-indigenous species 3. Coastal ecology 4. Paraná 5. Marine ecosystem

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

FIGURE 1 - Location of field survey sites, state of Paraná, southern Brazil. 35

CAPÍTULO 2

FIGURA 1 - Riqueza média e desvio padrão das comunidades associadas a substrato consolidado no litoral do Paraná. A proporção que representa as Espécies Exóticas (EE) está destacada em cor escura. Amostragens realizadas nos verões 2013/14 e 2014/15 em transecções de 20 m e área total raspada de 0,4 m² por transecção. 61

FIGURA 2 - Diagrama de Venn mostrando a porcentagem de explicação em uma Análise de Redundância parcial da composição de espécies bentônicas associadas ao substrato devido: (LS) unicamente ao efeito da localização e tipo de substrato; (ES) unicamente à autocorrelação espacial; (LS + ES) ao efeito da localização e tipo de substrato que apresenta autocorrelação espacial. NE representa a porcentagem de explicação que não pode ser atribuída aos preditores testados. 61

FIGURA 3 - *Biplot* da Análise de Redundância parcial mostrando as principais espécies afetadas pela região interna e substratos artificiais, as duas características selecionadas no *forward selection* como as principais determinantes da composição de espécies de invertebrados associados ao substrato. Os demais círculos pretos não identificados representam espécies pouco afetadas pelos fatores indicados. 62

FIGURA 4 - PCoA indicando a variação da diversidade da comunidade bentônica de substrato consolidado do Paraná entre os a) setores e b) substratos. Cada ponto representa uma transecção realizada nos verões 2013/14 e 2014/15. Método: Bray-Curtis. 63

FIGURA 5 - Média de riqueza de espécies exóticas e desvio padrão nas comunidades associadas a substratos consolidados naturais e artificiais no litoral do Paraná. Amostragens realizadas nos verões 2013/14 e 2014/15 em transecções de 20 m e área total raspada de 0,4 m² por transecção. 63

CAPÍTULO 3

FIGURE 1 - Direct and indirect impacts that an increase in the biomass of components listed on the right of the figure would have on components positioned above the figure in Paraná coast model. 93

FIGURE 2 - Keystone index according to the relative total impact of each functional group on the Paraná coast model. KS1 was calculated after Libralato et al. (2006), and KS2 was calculated after Power et al. (1996). Key groups are those with higher KS1 or KS2 values and a high relative overall effect. See Fig. 1 for a description of the species names relative to each number. 93

FIGURE 3 - Outputs from Ecosim model runs with vulnerability settings of 2, 10 and 50. Switching Power Parameters (SSP) of 0 and 2 were tested for each of the three vulnerability scenarios. Values indicate the biomass in year 20 divided by the biomass in year 1, thus columns above the 1-line indicate biomass increase and underneath the 1-line indicate biomass decrease. See Table 1 for a description of the species names that compose each functional group. 94

FIGURE 4 - Simulation responses of the most affected groups to a hypothetical invasion of the generalist fish *Pterois volitans* in south Brazil under a top-down ($v = 10$) scenario over a 20-year period. Switching power parameters of the invasive species $SPP = 0$ and $SPP = 2$ correspond to low and high prey switching scenarios, respectively. See Table 1 for a description of the species names that compose each functional group. 95

CAPÍTULO 4

FIGURA 1 - Classificação de risco de invasão de espécies de peixes exóticos marinhos no Brasil. As barras de erro indicam intervalos de confiança de 95%. 107

FIGURA 2 - Classificação de risco de invasão de espécies de invertebrados exóticos marinhos no Brasil. As barras de erro indicam intervalos de confiança de 95%. As espécies destacadas com barras em cor mais escura não têm registro no Brasil. 108

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABLE 1 - List of marine benthic non-native species of Paraná, south Brazil. 36

APPENDIX 1 - Depth, number of transects per sampling site and collecting dates. 38

APPENDIX 2 - Benthic marine non-native species found in Paraná between July 2012 and July 2014 in eleven sites (see Fig. 1). 40

CAPÍTULO 2

TABELA 1 - Espécies exóticas bentônicas de substrato consolidado no litoral do Paraná. Coletas realizadas entre julho de 2012 e janeiro de 2015. 64

TABELA 2 - Resultado da PERMANOVA pareada considerando as interações entre os diferentes níveis dos fatores Setor e Substrato (matriz de presença das espécies). Coletas realizadas nos verões 2013/14 e 2014/15 no litoral do Paraná. 64

TABELA 3 - Espécies indicadoras dos diferentes setores e substratos amostrados no litoral do Paraná. Coletas realizadas entre julho de 2012 e janeiro de 2015. Nomes em negrito representam espécies exóticas. 65

CAPÍTULO 3

TABLE 1 - Description of the components of the Paraná coast ecosystem model. 96

TABLE 2 - Basic input parameters and outputs for the Paraná coast Ecopath model. Values in bold were estimated by Ecopath. 98

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	14
CAPÍTULO 1	22
INVADING THE NATURAL MARINE SUBSTRATES: A CASE STUDY WITH INVERTEBRATES IN SOUTH BRAZIL	22
CAPÍTULO 2	41
A INFLUÊNCIA DOS ESTUÁRIOS E SUBSTRATOS ARTIFICIAIS NA COLONIZAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS MARINHAS	41
CAPÍTULO 3	66
PREDICTING IMPACTS OF LIONFISH (<i>PTEROIS VOLITANS</i>) INVASION IN A COASTAL ECOSYSTEM OF SOUTHERN BRAZIL	66
CAPÍTULO 4	99
ANÁLISE DE RISCO DA INVASÃO MARINHA NO BRASIL E DIRETRIZES DE POLÍTICAS PÚBLICAS.....	99
REFERÊNCIAS.....	130
ANEXOS	149
Material suplementar Introdução Geral	150
Material suplementar Capítulo 1	159
Material suplementar Capítulo 2.....	167
Material suplementar Capítulo 3.....	168
Material suplementar Capítulo 4.....	181

INTRODUÇÃO GERAL

Mais de 70% do planeta é coberto pelos mares e oceanos, povoados por diferentes espécies de animais, plantas e microorganismos que evoluíram isoladamente, separados por barreiras naturais. Mas essas barreiras têm sido superadas por meio da navegação e outros tipos de meios de dispersão. Como consequência, algumas espécies estão sendo transportadas, intencionalmente ou não, para além de sua área de distribuição natural. Estas espécies são chamadas de espécies exóticas. Quando a espécie exótica se estabelece no novo local e causa impactos ecológicos ou econômicos é chamada de espécie exótica invasora. As espécies marinhas invasoras têm causado um enorme impacto na biodiversidade, ecossistemas, pesca e maricultura, saúde humana, desenvolvimento industrial e infraestrutura.

A Convenção sobre Diversidade Biológica (UNEP 2011) define que, até 2020, exóticas invasoras e seus vetores terão sido identificados e priorizados, espécies prioritárias terão sido controladas ou erradicadas e medidas de controle de vetores terão sido tomadas para impedir sua introdução e estabelecimento. Nesse contexto, o primeiro desafio tange à existência e qualidade de dados. No Paraná, nem ao menos as espécies nativas e exóticas da comunidade de substrato rochoso são devidamente inventariadas, o que demonstra a dimensão do desafio em prol de conhecimento e manejo qualificados. O estado abriga dois estuários, sendo que o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) concentra diversas atividades antropogênicas que favorecem a bioinvasão, como um porto, instalações de indústrias e marinas, turismo, aquicultura, além de outros distúrbios antropogênicos como poluição, alteração de habitats e descarga de matéria orgânica (Martins et al. 2010, Possato et al. 2016, Krelling et al. 2017). Apesar de pobre em substratos naturais, há uma grande variedade de substratos artificiais, como aqueles presentes nos píeres e marinas, além de recifes artificiais instalados em diferentes áreas do litoral (Brandini 2013).

O presente estudo buscou compreender diferentes aspectos da invasão marinha no litoral do Paraná, visando sempre a aplicação das informações para contribuir efetivamente com o problema da invasão marinha no estado e no Brasil. Os capítulos estão organizados em artigos científicos e formatados de acordo com as normas das respectivas revistas. O capítulo I já foi publicado na revista *Zoologia* e buscou conhecer a comunidade nativa e

exótica do litoral do PR, bem como sua distribuição, como um primeiro passo para perguntas mais complexas. Este capítulo apresenta os resultados do primeiro levantamento da comunidade bentônica de substrato consolidado do Paraná, realizado ao longo de cinco anos em substratos naturais e artificiais, localizados dentro do CEP, em uma área de transição e em mar aberto. Adicionalmente foi realizado um extenso levantamento bibliográfico sobre as ocorrências de espécies pertencentes a comunidades incrustantes no Estado.

O sucesso na colonização e invasão por uma espécie exótica depende de diversos fatores ambientais tais como características físicas do habitat, distúrbios e disponibilidade de local e alimento (Alpert et al. 2000; Lohrer et al. 2000; Shea & Chesson 2002; Piola & Johnston 2007; Bugnot et al. 2016). Características da comunidade receptora, como diversidade e composição das espécies, também exercem um papel relevante (Altieri et al 2010, Bugnot et al. 2016, Simkanin et al. 2017). Portanto, nem todos os locais são igualmente suscetíveis à invasão. Estuários e baías representam um dos ambientes mais invadidos do mundo, pois estão sujeitos à maior pressão de propágulo e distúrbios antropogênicos devido à proximidade de áreas urbanas, portos e marinas (Wasson et al. 2005, Preisler et al. 2009). Habitats artificiais como píeres, cais de atracação e flutuadores são normalmente associados a vetores de espécies exóticas e são pontos focais para invasões marinhas (Glasby et al. 2007; Dafforn et al. 2009; Dafforn et al. 2012, Airoidi et al., 2015). Entretanto, as espécies exóticas podem dispersar a partir dessas fontes e ocupar outros habitats favoráveis, como substratos naturais localizados em mar aberto (Airoidi et al. 2015; Simkanin et al 2017).

O capítulo II teve como objetivo identificar os principais fatores que influenciam na composição da comunidade bentônica de substrato consolidado e no sucesso de colonização das EE. Foram testados como fatores o tipo de ambiente (estuarino, transição ou mar aberto), tipo de substrato (natural ou artificial) e número de espécies exóticas. A composição de espécies foi comparada utilizando Análises de Redundância parcial (pRDA) e variância multivariada com Permutação (PERMANOVA). A riqueza de espécies exóticas nos diferentes tratamentos foi comparada por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLM).

Uma tendência global emergente é a substituição de espécies mais especialistas por espécies exóticas generalistas, contribuindo com a homogeneização biótica (McKinney & Lockwood 1999; Clavel et al. 2011). Esse fenômeno tem misturado a composição taxonômica de locais previamente distintos, podendo resultar em redução da diversidade beta

apesar da manutenção da diversidade local (Olden et al. 2004). Esse processo também foi avaliado no capítulo II por meio da comparação da diversidade beta entre setores e substratos. A variação da diversidade entre locais pode ocorrer por substituição de espécies ou por padrões de aninhamento, quando uma comunidade constitui um subconjunto de outra comunidade mais diversa (Baselga 2010). Esse último padrão é característico de regiões que sofrem bioinvasão por espécies de mesma identidade em algumas das comunidades locais. Por meio da decomposição da diversidade beta em seus componentes de substituição e aninhamento, foi possível avaliar o efeito das espécies exóticas na diversidade beta das comunidades de substrato incrustante do Paraná.

Da mesma forma que alguns ambientes são mais vulneráveis à invasão marinha, algumas espécies possuem características que as tornam boas invasoras, como ampla tolerância fisiológica (Higgins & Richardson 2014), adaptação a diferentes habitats (Cassey et al. 2004) e dieta generalista (Ruesink 2005). Com estas características, o peixe-leão (*Pterois volitans*) se tornou uma das maiores ameaças para a biodiversidade do Atlântico. Como outros mesopredadores generalistas, o peixe-leão pode se alimentar de uma variedade de presas disponíveis na área invadida (Morris & Akins 2009; Barbour et al. 2010; Côté & Maljkovic 2010; Jud et al. 2011; Muñoz et al. 2011). Apesar dessa espécie não estar introduzida no Atlântico Sul, um indivíduo já foi registrado em 2014 no estado do Rio de Janeiro (Ferreira et al. 2015) e sua ampla tolerância fisiológica e adaptação a diferentes habitats permitiriam seu estabelecimento na costa brasileira (Morris & Whitfield 2009). Portanto, são necessárias a avaliação e a previsão dos impactos da sua invasão nas comunidades naturais e nas pescarias comerciais para o desenvolvimento de um plano de prevenção e manejo.

Neste sentido, o capítulo III apresenta uma abordagem ecossistêmica ao utilizar um modelo *Ecopath-with-Ecosim* para simular os efeitos da invasão do peixe-leão na cadeia trófica do litoral do Paraná. Os dados utilizados para construção do modelo de cadeia trófica são provenientes de várias fontes, incluindo coleta de dados em campo, dados de literatura, valores de outros sistemas estuarinos e costeiros e pressupostos de balanço energético total. O modelo de cadeia trófica foi estabelecido com 33 grupos funcionais e uma frota pesqueira que abrange várias artes de pesca. O modelo inicial no *Ecopath* foi balanceado com uma baixa biomassa de peixe-leão e 20 anos de introdução foram simulados no *Ecosim*. Três

cenários com diferentes configurações de vulnerabilidade entre o peixe introduzido e suas presas foram testados, representando a configuração padrão do sistema, um controle *top-down*, e um controle *top-down* extremo. Ainda, foram testados diferentes pressupostos sobre a capacidade do peixe invasor em alterar as proporções de presas consumidas de acordo com sua disponibilidade.

O manejo e controle de espécies invasoras podem ser enormemente custosos, portanto os recursos devem ser aplicados nas situações em que houver o melhor custo-benefício (Kumschick et al. 2012). O maior desafio está na distinção das espécies que poderão tornar-se invasoras diante alto número de espécies, e nos recursos econômicos envolvidos nos estudos para adquirir e analisar a informação necessária para a tomada de decisão (Hulme 2009). Os problemas e oportunidades devem então ser priorizados de acordo com a gravidade dos impactos atuais e potenciais (Kumschick et al. 2012). A prioridade deve ser dada àquelas espécies, vetores e locais identificados por apresentar o maior risco para o meio ambiente e biodiversidade e, em alguns casos, também as maiores oportunidades para prevenir esse risco (McGeoch et al. 2016). Análises de risco facilitam a distribuição efetiva dos recursos, destacando as espécies que representam maiores ameaças e que, portanto, devem ser priorizadas em estratégias de manejo. Diferentes ferramentas e protocolos disponíveis para análise de risco vêm sendo aprimorados constantemente (ver McGeoch et al. 2016 e Nentwig et al. 2016 para revisão).

No capítulo IV é apresentada uma análise de risco de invasão marinha na costa brasileira por meio da ferramenta CMIST (*Canadian Marine Invasive Screening Tool*, Drolet et al. 2016), que permite avaliação rápida, com incorporação da incerteza e do princípio da precaução. As análises foram respondidas por especialistas em cada grupo taxonômico e aplicadas a 71 espécies (7 peixes e 64 invertebrados). As espécies foram selecionadas a partir do inventário nacional de espécies exóticas invasoras (Lopes 2009), com adição de outras posteriormente reportadas para a costa do Atlântico Sul ou indicadas por especialistas. Neste capítulo, também foram discutidas e propostas diretrizes a serem aplicadas em políticas públicas relacionadas à invasão por espécies exóticas em ambientes marinhos no Brasil.

Como material suplementar a essa tese trazemos a lista completa do primeiro levantamento de espécies bentônicas de substratos consolidados do estado do Paraná (Material suplementar introdução geral), que não faz parte de nenhum dos capítulos

especificamente. Foram registradas 215 espécies, com aproximadamente 60 novos registros no litoral do Paraná. Este grande número de novos registros diante do esforço amostral concentrado apenas nas comunidades incrustantes destaca a falta de estudos da biodiversidade costeira e a necessidade de maior investimento em levantamentos da biodiversidade nos diversos ambientes marinhos. Esta tese representa o resultado de um importante esforço de pesquisa para que possamos compreender os problemas e impactos relacionados à bioinvasão marinha no Paraná e identificar soluções para a conservação do ambiente marinho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Airolidi, L., Turon, X., Perkol-Finkel, S., Rius, M. (2015) Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Diversity and Distributions* 21:755–768.

Alpert, P., Bone, E., Holzapfel, C. (2000) Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspect in Plant Ecology Evolution and Systematics* 3:52–66.

Altieri, A.H., van Wesenbeeck, B.K., Bertness, M.D., Silliman, B.R. (2010) Facilitation cascade drives positive relationship between native biodiversity and invasion success. *Ecology* 91: 1269–1275.

Barbour, A.B., Montgomery, M.L., Adamson, A.A., Díaz-Ferguson, E., Silliman, B.R. (2010) Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Marine Ecology Progress Series* 401:291–294.

Baselga, A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology Biogeography* 19:134–143.

Brandini, F. (2013) Marine biodiversity and sustainability of fishing resources in Brazil: a case study of the coast of Paraná state. *Regional Environmental Change* 14(6): 2127–2137.

Bugnot, A.B., Coleman, R.A., Figueira, W.F., Marzinelli, E.M. (2016) Effects of the receiving assemblage and disturbance on the colonisation of an invasive species. *Marine Biology* 163(7): 1–9.

- Cassey, P., Blackburn, T.M., Sol, D., Duncan, R.P., Lockwood, J.L. (2004) Global patterns of introduction effort and establishment success in birds. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 271(6): S405–S408.
- Clavel, J., Romain, J., Vincent, D. (2011) Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers Ecology Environment* 9(4): 222–228.
- Côté, I.M., Maljkovic, A. (2010) Predation rates of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 404:219–225.
- Dafforn, K.A., Johnston, E.L., Glasby, T.M. (2009) Shallow moving structures promote marine invader dominance. *Biofouling* 25:277–287.
- Dafforn, K.A., Glasby, T.M., Johnston, E.L. (2012) Comparing the Invasibility of Experimental “Reefs” with Field Observations of Natural Reefs and Artificial Structures. *PLoS One* 7(5): e38124.
- Drolet, D., DiBacco, C., Locke, A., McKenzie, C.H., McKindsey, C.W., Moore A.M., Webb J.L., Therriault, T.W. (2015) Evaluation of a new screening-level risk assessment tool applied to nonindigenous marine invertebrates in Canadian coastal waters. *Biological Invasions* 18: 279–294.
- Ferreira, C.E., Luiz, O.J., Floeter, S.R., Lucena, M.B., Barbosa, M.C., Rocha, C.R, Rocha, L.A. (2015) First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS One* 10(4): e0123002.
- Glasby, T.M., Connell, S.D., Holloway, M., Hewitt, C. (2007) Non-indigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology* 151: 887–895.
- Higgins, S.I., Richardson, D.M. (2014) Invasive plants have broader physiological niches. *Proceedings of National Academy of Science of the United States of America* 111(29): 10610–10614.
- Hulme, P.E. (2009) Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46:10–18.
- Jud, Z.R., Layman, C.A., Lee, J.A., Arrington, D.A. (2011) Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans*/P. miles. *Aquatic Biology* 13: 21–26.
- Krelling, A.P., Souza, M.M., Williams, A.T., Turra, A. (2017) Transboundary movement of marine litter in an estuarine gradient: Evaluating sources and sinks using hydrodynamic modelling and ground truthing estimates. *Marine Pollution Bulletin* 119(1): 48–63.

Kumschick, S., Bacher, S., Dawson, W., Heikkilä, J., Sendek, A., Pluess, T., Robinson, T.B., Kuhn, I. (2012) A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *NeoBiota* 15: 69–100.

Lohrer, A.M., Fukui, Y., Wada, K., Whitlatch, R.B. (2000) Structural complexity and vertical zonation of intertidal crabs, with focus on habitat requirements of the invasive Asian shore crab, *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology at ScienceDirect* 244: 203–217.

Lopes, R.M. (2009) Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Brasília 440pp.

Martins, C.C., Braun, J.A., Seyffert, B.H., Machado, E.C., Fillmann, G. (2010) Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 60(11): 2137–2143.

McGeoch, M.A., Genovesi, P., Bellingham, P.J., Costello, M.J., McGrannachan, C., Sheppard, A. (2016) Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological Invasions* 18(2): 299–314.

McKinney, M.L., Lockwood, J.L. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecology Evolution* 14(11): 450–453.

Morris, J.A., Akins, J.L. (2009) Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian Archipelago. *Environmental Biology of Fishes* 86: 389–398.

Morris, J.A., Whitfield, P.E. (2009) *Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: an updated integrated assessment*. NOAA Technical Memorandum.

Muñoz, R.C., Currin, C.A., Whitfield, P.E. (2011) Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: insights from stomach contents and stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series* 432: 181–193.

Nentwig, W., Bacher, S., Pyšek, P., Vilà, M., Kumschick, S. (2016) The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(5): 315.

Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D. (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecology Evolution* 19(1): 18–24.

Piola, R.F., Johnston, E.L. (2008) Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Diversity and Distributions* 14: 329–342.

Possato, F.E., Spach, H.L., Cattani, A.P., Lamour, M.R., Santos, L.O., Cordeiro, N.M., Broadhurst, M.K. (2015) Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary. *Marine Pollution Bulletin* 91(2): 548–553.

Preisler, R.K., Wasson, K., Wolff, W.J., Tyrrell, M.C. (2009) Invasions of estuaries vs. the adjacent open coast: a global perspective. In: Rilov, G., Crooks, J.A. (Eds) *Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological, Management, and Geographic Perspectives*. Berlin, Springer-Verlag p.587-617.

Ruesink, J.L. (2005) Global analysis of factors affecting the outcome of freshwater fish introductions. *Conservation Biology* 19(6): 1883–1893.

Shea, K., Chesson, P. (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecology Evolution* 17: 170–176.

Simkanin, C., Davidson, I.C., Therriault, T.W., Jamieson, G., Dower, J.F. (2017) Manipulating propagule pressure to test the invasibility of subtidal marine habitats. *Biological Invasions* 19(5): 1565–1575.

UNEP - United Nations Environment Programme (2011) The strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi biodiversity targets. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2, 29 October 2010, Nagoya, Japan. COP CBD Tenth Meeting. www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-10. (Acessado em abril de 2017).

Wasson, K., Fenn, K., Pearse, J.S. (2005) Habitat differences in marine invasions of central California. *Biological Invasions* 7: 935–948.

CAPÍTULO 1

INVADING THE NATURAL MARINE SUBSTRATES: A CASE STUDY WITH INVERTEBRATES IN SOUTH BRAZIL ¹

¹ Formatado segundo as normas da revista *Zoologia*

Invading the natural marine substrates: a case study with invertebrates in South Brazil

Janaína Bumbeer^{1,2} & Rosana Moreira da Rocha³

¹Corresponding author. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19031, 81531-980 Curitiba, PR, Brazil.

²Associação MarBrasil. Avenida Beira-Mar, Caixa Postal 48, 83255-976 Pontal do Paraná, PR, Brazil. E-mail: janaina@marbrasil.org

³Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, 81531-980 Curitiba, PR, Brazil.

ABSTRACT. The number of biological invasions has grown dramatically in recent decades, as well as the world's human population and coastal development. Anthropogenic habitats, such as pier pilings and break waters, have been constantly added to marine environment, usually concentrated in estuarine areas. These habitats are focal points for marine invasions, but relatively little is known about the spread of non-indigenous species (NIS) to nearby natural habitats. This study aimed to determine the extent to which NIS have spread to natural substrates both inside estuarine areas and in the adjacent open sea. We conducted a field survey and a literature review, which have been critically discussed and validated. The updated NIS list of benthic invertebrates comprises 19 species: Ascidiacea (5), Cirripedia (5), Cnidaria (3), Mollusca (3), Polychaeta (1), Decapoda (1), and Echinodermata (1). Our results suggested substantial spread of non-indigenous species into natural substrates. Altogether, 18 and 16 NIS were recorded in artificial and natural substrata, both representing 13% of the total species in each habitat. The percentage of NIS was more pronounced in the estuarine areas, 17.6% in artificial habitats and 18.6% in natural ones. Programs developed for the monitoring of marine invasion have to broaden their focus including natural areas adjacent to ports and marinas, to follow the spread and impact of NIS on these areas.

Key-words. Anthropogenic habitats; natural habitats; checklist; invertebrates; marine bioinvasion.

INTRODUCTION

Non-indigenous species (NIS) are rapidly changing our marine ecosystems. The number of biological invasions has grown dramatically in recent decades, as well as the world's human population and coastal development. Anthropogenic habitats, such as pier pilings, break waters, and floating docks, have been constantly added to marine environments and represent novel substrata for marine communities (CONNELL 2001, BULLERI & CHAPMAN 2010). These man-made structures, which are typically associated to vectors of NIS such as shipping and aquaculture, have long been known to be focal points for marine invasions and can act as stepping stones for NIS spread (TYRELL & BYERS 2007, GLASBY et al. 2007, RUIZ et al. 2009, SEEBENS et al. 2013). Such anthropogenic habitats and activities are usually concentrated in sheltered coastal areas, such as bays and estuaries, which act as hubs of bioinvasion (RUIZ et al. 1997, WASSON et al. 2005, PREISLER et al. 2009). For this reason, most studies of NIS take place in harbors, where most invasive species are expected to be found.

The disparity in number of NIS between artificial vs. natural substrata and bays vs. outer coasts is well documented (LAMBERT & LAMBERT 2003, GLASBY et al. 2007, PREISLER et al. 2009, RUIZ et al. 2009, DAFFORN et al. 2012). However, NIS may spread out from harbors, ports or other sources, and the extent of the escape from these entry points to other suitable habitats has been evaluated at very few regions (SIMKANIM et al. 2012, AIROLDI et al. 2015). This gap of understanding is still more remarkable in developing countries, where there are only a few published studies on invasion ecology (PYŠEK et al. 2008, NUÑEZ & PAUCHARD 2010). To our knowledge there is only one study in the Atlantic Southwest, in Argentina, regarding the distribution of NIS in estuarine areas and open coast (see PREISLER et al. 2009), and one study comparing the NIS in artificial and natural substrata, in Ilha Grande Bay, Brazil (IGNACIO et al. 2010). However, a comprehensive regional survey of NIS in hard substrate communities considering artificial and natural substrata in both estuarine and coastal area, has not been published yet.

The southern Brazilian state of Paraná has a relatively short coast (~100 km long). However, it harbors two estuaries, Guaratuba Bay and the Paranaguá Estuarine Complex (PEC), which increase the coast perimeter and influence the marine adjacent region. The PEC is among the largest estuaries in Brazil, and of considerable economic and ecological

importance to the entire southern region of the country. Despite being one of the most preserved Brazilian coastal environments, even ranked as a World Heritage site (UNESCO 2014), it is subjected to many anthropogenic impacts that may favor bioinvasions, such as port-related industries and activities, tourism and aquaculture. Previous studies have revealed that PEC is indeed an entrance for NIS in the state (NEVES et al. 2007, NEVES & ROCHA 2008, CANGUSSU et al. 2010). Such studies have focused on anthropogenic habitats in estuarine areas and there is a paucity of studies about NIS on natural substrata in this region. Thus, this study aimed to determine the extent to which NIS have spread to adjacent natural substrates both inside estuarine areas and in the adjacent open coast. An updated list of benthic marine non-native fauna in the Paraná is also provided, which have been critically discussed and validated (Supplementary Material).

MATERIAL AND METHODS

The state of Paraná has a continental shelf (CS) between 175 and 190 km wide, predominantly covered by sand, mud and clay, except for the few natural hard substrates that border the islands. The main coastal islands are Figueira, Mel, Galheta, Currais and Itacolomis, from north to south. Paraná coast also has two large estuaries: The Paranaguá Estuarine Complex (PEC), located at the northern limit of the Paraná coast and one of the largest estuaries in Brazil, with a total surface area of ~612 km², and Guaratuba Bay (GB), located south, with ~50 km² of surface area (LANA et al. 2001).

Surveys were carried out in both artificial and natural substrata within the PEC and in the inner continental shelf off Paraná (Fig. 1). Sites with different depths and wave exposures were sampled in order to include a wide variety of environmental features. Inside PEC, a total of seven sites were sampled: Cobras island, Filhote island, Bananas islands, Baleia rock, Vedado rock and the artificial substrata of Techint pier and Ponta do Po o marina. At the inner continental shelf, five sites were sampled: Mel island, Galheta island, Currais archipelago and two sites of artificial reefs (ARs) (concrete blocks placed in the seabed to provide new environments for encrusting communities).

The sites were sampled by SCUBA diving at least twice each between July 2012 and January 2015, with a total of 48 scuba dives. The largest sampling effort was in the sites with a lack of previous studies, i.e., open sea areas and natural substrata. Most of the sites were

surveyed both along shallower (around 2-4 m) and deeper (5-8 m) 20 m long transects (Appendix 1). Artificial reef sites were surveyed at ~13 and ~18 m, depending on their deployment depth. During those dives, specimens were photographed and collected for identification. Upon collection, samples were treated with a menthol solution in seawater for relaxation of the fauna and subsequently fixed in 4% formalin for taxonomical study by specialists.

A search of the literature was also conducted to review all records of benthic marine fauna in Paraná. This search included journal articles, and two official lists of introduced species, one regional (IAP 2015) and another national (LOPES 2009). Furthermore, specialists were contacted to complement the available information and confirm some records.

Non-indigenous species were classified as proposed by the Brazilian Ministry of Environment (LOPES 2009): Detected – when the NIS was detected in natural environment, but without further increase of its abundance and/or dispersion; Established – when the NIS was detected recurrently, but with no apparent ecological or socioeconomic impacts; Invasive – when the established species interfere with the survival of other species, or when the species causes measurable socio-economic or human health impacts. A species recorded in at most two sites, and only once per site, was considered detected. A species recorded in three sites or more, and at least two times in at any given sampling site, was considered established. Established species with records of ecological or economic impact were considered invasive.

RESULTS

Considering the new surveys, and all the information from literature and experts, we found 19 NIS in hard-substrate communities in Paraná: Ascidiacea (5), Cirripedia (5), Cnidaria (3), Mollusca (3), Decapoda (1), Echinodermata (1) and Polychaeta (1) (Table 1). Of these, five are invasive in Paraná, nine are established and five have been detected but it is not known if they have established sustainable populations (Appendix 2). A total of 174 invertebrates species were recorded, thus the NIS represents 11% of the fauna surveyed. We found 143 and 127 species in artificial and natural substrata, respectively, and 112 and 152 species in bays and open sea, respectively.

Altogether, 18 and 16 NIS were recorded in artificial and natural substrata, both representing 13% of the species in the respective habitats. Three species occurred only in

artificial substrata, the ascidian *Ascidia tenue* (Monniot, 1983), the barnacle *Balanus trigonus* Darwin, 1854 and the polychaete *Polydora cornuta* Bosc, 1802. One NIS was exclusively found on natural substrata, the ascidian *Sidneioides peregrinus* Kremer, Metri & Rocha, 2011 (Table 1). Four NIS are reported here for the first time in natural substrata in the region, the octocoral *Carijoa riisei* (Duchassaing & Michelotti, 1860), the hydrozoan *Garveia franciscana* Torrey, 1902, the barnacle *Striatobalanus amaryllis* Darwin, 1954 and the bivalve *Myoforceps aristatus* (Dillwyn, 1817) (also known as *Lithophaga aristata* and *Leisolenus aristatus*). The last one is also a new record for the Paraná biota.

We found 17 NIS in the estuarine area and 16 in the open coast, representing 15% and 10.5% of the hard substrate species, respectively. Three species occurred only in the former, the ascidian *S. peregrinus*, the decapod *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) and the polychaete *P. cornuta*, and two were exclusive in the later, the ascidians *Ascidia sydneiensis* Stimpson, 1885 and *A. tenue* (Table 1). In the estuarine areas, 16 and 13 NIS were reported in artificial and natural substrata, but due to the higher number of species in artificial substrata, the percentage was 17.6 and 18.6%, respectively. In the open sea, we documented 14 NIS in artificial habitats and 10 NIS natural ones, representing 12.2 and 8.3%, respectively.

Of the 19 NIS, 15 were found in field surveys carried out since December/2012 (Appendix 1). Except for the barnacle *B. trigonus* and the ascidian *S. peregrinus*, new sites of occurrence are reported for all species, expanding their local distribution range. There were NIS in all surveyed sites, ranging between three and eight species per site. The places with more NIS were artificial substrata, the Techint pier, with eight NIS, the artificial reefs (ARs1) and Ponta do Poço marina, with six species each. Vedado Rock had five species, and all other sites had three or four NIS each (Appendix 2).’

DISCUSSION

Our results suggest substantial spread of NIS into natural habitats, more pronounced in the estuarine areas. There is no temporal data to state that the NIS were previously restrict to artificial habitats and then escaped to natural ones. However, due to the well known role of artificial habitats in the establishment of new introductions, this is probably the pathway of NIS spread. The percentage of non-indigenous species was the same between natural and

artificial substrata in the Paraná coast, and all the established and invasive species found occurred in both substrates. In the estuarine areas, almost all NIS occur independently of the type of substrata. The main difference between the artificial and natural substrata was the total number of species, which was higher in artificial substrata. Indeed, PEC has some islands, but the hard substrata environment is dominated by man-made structures. This, summed to port and industrial activities, aquaculture and an intense small-scale boating, provide a suitable habitat for bioinvasion.

Similar results were found in the Ilha Grande Bay, southeastern Brazil, where there were more species in artificial substrata but there, the percentage of NIS was higher in natural substrata (16%) than in artificial ones (13%) (IGNACIO et al. 2010). It is interesting to note that the two studies carried out in Brazil (the present study and IGNACIO et al. 2010) comparing well-established natural and artificial hard communities are the only ones, to our knowledge, that reveal such a great spread of NIS to natural substrata. A review study showed that in North America 90% of all alien species were found on artificial substrata and those had more NIS than natural ones (RUIZ et al. 2009). In fouling communities in Australia, the richness of NIS was 1.5 – 2.5 times greater on pontoons or pilings than on rocky reefs (GLASBY et al. 2007). Two surveys focused on ascidians showed more NIS in artificial than in natural substrata, with the colonization of natural rocky habitats by two alien species both in Italy (AIROLDI et al. 2015) and in Canada (SIMKANIN et al. 2012).

As expected, the proportion of NIS was higher in the estuarine areas in comparison to the open ocean. However, both environments comprise almost the same absolute number of NIS and share most of them, revealing that alien species are reaching places far from the estuarine conditions, supposedly colonized first during the invasion process. In contrast to our results, a study in California revealed that the estuary was far more invaded than the adjacent open coast, both in terms of absolute numbers of NIS (58 vs. 8, respectively) and proportion (11% vs. 1.5%, respectively) (WASSON et al. 2005). Although less pronounced, the same trend of higher percentage of NIS in estuarine environments than at open coast occurred in Argentina (11% vs. 5%) and in the Netherlands (7% vs. 4%) (see PREISLER et al. 2009). In New Hampshire, in contrast, coastal and estuarine habitats had equal absolute numbers of NIS and similar percentages (21% and 19%) (see PREISLER et al. 2009).

There are many factors influencing the different results between regions. Survey methods differed between studies, for example, with those in California, Netherlands and Paraná representing an extensive search for years, while those in Argentina and New Hampshire consisted of more focused, shorter efforts (WASSON et al. 2005, PREISLER et al. 2009). Also, one of the main factors influencing the distribution of NIS is the availability of propagule in the area. In Paranaguá, a study testing the colonization of invertebrates on recruitment plates close to the port area revealed that 16% of colonizing species were non native (CANGUSSU et al. 2010). The same kind of study was conducted in the nearshore continental shelf of Paraná, with 23% of non native species, suggesting a high propagule supply, even in the open coast (BUMBEER & ROCHA 2012). This may be due the direct influence of continental drainage from the estuaries, one of the main processes of larval dispersal, and the contribution of local vectors for the spread of marine introduced species, such as fishing and recreational boat hulls. These boats travel back and forth the estuaries and the open sea, thereby connecting coasts, islands and marinas, thus increasing the probability that NIS will be transported to an increasing number of habitats (MURRAY et al. 2011).

Anthropogenic structures may also enhance the propagule pressure, since they provide substrata for colonization and can act as stepping stones for NIS (GLASBY et al. 2007, TYRELL & BYERS 2007). In the shallow inner continental shelf of Paraná (< 30 m deep), approximately 2,000 units of artificial reefs, made of concrete blocks have been placed between the islands of Currais and Itacolomis and another 6,000 between the islands of Currais and Galheta (BRANDINI 2013). The region is naturally poor in hard bottom habitats and these artificial reefs increased habitat availability for benthic organisms. Considering only the open sea, our results showed that there were more NIS in artificial substrata than in natural ones. Even so, the proportional number of NIS was also high in natural substrata. Whether the artificial reefs have influenced in the spread of NIS to coastal islands remains an open question, since there is no data prior to the deployment of the structures. Moreover, the extent to which different artificial substrata influence the bioinvasion process is controversial. VAZ-PINTO et al. (2013) provided evidence that substratum-specific features influence the initial colonization of NIS, but other processes/species interactions were more important later on succession. Nevertheless, while it is widely accepted that artificial

structures are important to NIS establishment and subsequent spread, there is still no pattern of native and introduced species richness associated with substratum type (GLASBY et al. 2007, TYRELL & BYERS 2007, IGNACIO et al. 2010, VAZ-PINTO et al. 2013).

The spread to natural habitats by NIS is a fundamental component of the invasive capacity of a species (RICHARDSON et al. 2000). However, most bioinvasion studies are restricted to artificial substrata, and little is known about the spread of NIS to natural habitats, mainly in the open sea. Sampling bias towards artificial substrates make it difficult to understand the rate of species spread and bioinvasion impacts. This is a smaller problem in places where the biota has been intensely surveyed and new introductions of species can be easily recognized, like some sites in North America and Europe. But in South America, where there is a huge gap of biodiversity inventories of pristine environments, estimating bioinvasion numbers and impact is a certain challenge (PYŠEK et al. 2008, NUÑEZ & PAUCHARD 2010). This is an important marine biosecurity issue, since programs developed for the detection, monitoring and control of marine invasion are based on general models that may not fit each region needs (NUÑEZ & PAUCHARD 2010).

Our study contributes to the knowledge of bioinvasion in the Southwestern Atlantic coast. Here we have shown that anthropogenic habitats and estuaries are not unique in supporting NIS, which may be also frequent in natural substrates and open sea. Such spread of NIS may become common in other regions as the supply of propagules increases with human activities. In addition to species transfers, these activities would result in the creation of artificial structures, providing hard substrata that may be more vulnerable to colonization. Surveys restricted to artificial hard substrata (e.g., a rapid assessment of docks and pilings) are efficient to detect NIS in the environment, but are not enough to understand their spread and pathways of bioinvasion. Assessments of invasion rates should focus on multiple habitat types in each ecosystem. For example, the abundance of the invasive cup coral species was assessed in both artificial and natural habitats in the Ilha Grande, Rio de Janeiro (MANGELLI & CREED 2012). The study showed that *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 was more abundant in artificial substrata, but the abundance of *Tubastraea tagusensis* Wells, 1982 did not differed between substrata. Although the present study fills an important gap in the knowledge of NIS distribution, further studies should also include the frequency and abundance of NIS to better understand the extent and pathways of bioinvasion in this region.

ACKNOWLEDGMENTS

This study is part of PREINV project, which was financed by Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (BL2012008). We also used data from the project Currais (0927 20112) and Rebimar, financed by Petrobras. We are grateful for the support provided by Marbrasil Association and by the Graduate Program in Ecology and Conservation – UFPR, the doctoral scholarship from CAPES to JAB, and a research grant from CNPq to RMR (305201/2014-0). We want to thank Robin Loose for assistance in field work, and two anonymous reviewers for their contribution. We also thank Maria Angélica Haddad (Cnidaria), Luiz Ricardo de Simone and Daniel Cavallari (Mollusca) and Isabela Monteiro Neves (Tunicata), who helped with the identification of species.

LITERATURE CITED

- AIROLDI L, TURON X, PERKOL-FINKEL S, RIUS M (2015) Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. **Diversity and Distributions** **21**: 755-768. doi: 10.1111/ddi.12301
- ALTVATER L, COUTINHO R (2015) Colonisation, competitive ability and influence of *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Cnidaria, Anthozoa) on the fouling community in Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** **462**: 55-61. doi: 10.1016/j.jembe.2014.10.007
- BRANDINI F (2013) Marine biodiversity and sustainability of fishing resources in Brazil: a case study of the coast of Paraná state. **Regional Environmental Change** **14**(6): 2127-2137. doi: 10.1007/s10113-013-0458-y
- BUMBEER JA, ROCHA RM (2012) Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. **Zoologia** **29**(2): 126-134. doi: 10.1590/S1984-46702012000200005
- BULLERI F, CHAPMAN MG (2010) The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. **Journal of Applied Ecology** **47**: 26-35.
- CANGUSSU LC, ALTVATER L, HADDAD MA, CABRAL AC, LINZMEIER H, ROCHA RM (2010) Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. **Brazilian Journal of Oceanography** **58**(3): 219-231.
- CARLTON JT, NEWMAN WA, PITOMBO FB (2011) Barnacle Invasions: Introduced, Cryptogenic, and Range Expanding Cirripedia of North and South America, p. 159-

214. In: GALIL BS, CLARK PF, CARLTON JT (Eds.) **In the Wrong Place – Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts**. Dordrecht, Springer, Series in Invasion Ecology, XVI+716p. doi: 10.1007/978-94-007-0591-3
- CONNELL SD (2001). Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. **Marine Environmental Research** **52**: 115-125.
- DAFFORN KA, GLASBY TM, JOHNSTON EL (2012) Comparing the invasibility of experimental “reefs” with field observations of natural reefs and artificial structures. **PLoSOne** **7**(5): e38124. doi:10.1371/journal.pone.0038124
- FRIGOTTO SF, SERAFIM-JUNIOR M (2007). First record of *Charybdis hellerii* (Milne Edwards, 1867) (Crustacea) in the littoral State of Paraná. **Estudos Biológicos** **29**(67): 227-230.
- GLASBY TM, CONNELL SD, HOLLOWAY M, HEWITT C (2007) Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? **Marine Biology** **151**: 887-895.
- HENDLER G, MIGOTTO AE, VENTURA CRR, WILK L (2012) Epizoic *Ophiothella* brittle stars have invaded the Atlantic. **Coral Reefs** **31**(4): 1005. doi: 10.1007/s00338-012-0936-6
- IAP (2015) **Portaria nº 059, 15 de abril de 2015. Reconhece como espécies exóticas invasoras no estado do Paraná as espécies relacionadas nos Anexos 1 (Plantas), 2 (Vertebrados) e 3 (Invertebrados) da presente Portaria**. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná, available online at: <http://www.iap.pr.gov.br/uploads/0a0fca82-a800-ee6d.pdf> [Accessed: 14/07/2015]
- IGNACIO BL, JULIO LM, JUNQUEIRA AOR, FERREIRA-SILVA MAG (2010) Bioinvasion in a Brazilian Bay: filling gaps in the knowledge of Southwestern Atlantic biota. **PLoS ONE** **5**(9): e13065. doi: 10.1371/journal.pone.0013065
- KLÔH ADS, FARRAPEIRA CMR, RIGO APR, ROCHA RM (2013) Intertidal native and introduced barnacles in Brazil: distribution and abundance. **Marine Biodiversity Records** **6**: e102. doi: 10.1017/S1755267213000766
- KREMER LP, METRI R, ROCHA RM (2011) Description of *Sidneioides peregrinus* sp. nov. (Tunicata: Ascidiacea: Polyclinidae): a possible exotic species in the Atlantic Ocean. **Zoologia** **28**(6): 784-788. doi: 10.1590/S1984-46702011000600012
- LAMBERT G, LAMBERT C (2003) Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. **Marine Ecology Progress Series** **259**: 145-161.

- LANA PC, MARONE E, LOPES RM, MACHADO EC (2001) The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. **Ecological Studies** **144**: 131-145.
- LOPES RM (2009) **Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade 33, 439p.
- MANGELLI TS, CREED JC (2012) Análise comparativa da abundância do coral invasor *Tubastraea* spp. (Cnidaria, Anthozoa) em substratos naturais e artificiais na Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, **102**(2): 122-130. doi: 10.1590/S0073-47212012000200002
- MURRAY CC, PAKHOMOV EA, THERRIault TW (2011). Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. **Diversity and Distributions** **17**: 1161-1172.
- NEVES CS, ROCHA RM (2008) Introduced and Cryptogenic Species and their Management in Paranaguá Bay, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **51**: 623-633.
- NEVES CS, ROCHA RM, PITOMBO FB, ROPER JJ (2007) Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. **Biofouling** **23**(5): 319-330. doi: 10.1080/08927010701399174
- NUÑEZ MA, PAUCHARD A (2010) Biological invasions in developing and developed countries: does one model fit all? **Biological Invasions** **12**: 707-714. doi: 10.1007/s10530-009-9517-1
- PREISLER RK, WASSON K, WOLFF WJ, TYRRELL MC (2009) Invasions of estuaries vs. the adjacent open coast: a global perspective, p. 587-617. In: RILOV G, CROOKS JA (Eds) **Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological, Management, and Geographic Perspectives**. Berlin, Springer-Verlag.
- PYŠEK P, RICHARDSON DM, PERGIL J, JAROSIK V, SIXTOVA Z, WEBER E (2008) Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. **Trends in Ecology & Evolution** **23**: 237-244.
- RADASHEVSKY VI (2004). **Polychaetes – Distribution Through Man’s Activities**. São Paulo, II Simpósio Brasileiro de Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- RICHARDSON DM, PYSEK P, REJMÁNEK M, BARBOUR MG, PANETTA FD, WEST CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions** **6**: 93-107.

- ROCHA RM, KREMER LP (2005). Introduced Ascidiens in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22(4): 1170-1184. doi: 10.1590/S0101-81752005000400052
- RUIZ GM, CARLTON JT, GROSHOLZ ED, HINES AH (1997) Global Invasions of Marine and Estuarine Habitats by Non-Indigenous Species: Mechanisms, Extent, and Consequences. **Integrative and Comparative Biology** 37: 621-632.
- RUIZ GM, FREESTONE AL, FOFONOFF PW, SIMKANIN C (2009). Habitat distribution and heterogeneity in marine invasion dynamics: the importance of hard substrate and artificial structures, p. 321-332. In: WAHL M (Ed.) **Marine Hard Bottom Communities: Patterns, Dynamics, Diversity and Change**. Berlin, Springer.
- SEEBENS H, GASTNER MT, BLASIUS B (2013) The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. **Ecology Letters** 16(6): 782-90. doi: 10.1111/ele.12111
- SIMKANIN C, DAVIDSON IC, DOWER JF, JAMIESON G, THERRIault TW (2012). Anthropogenic structures and the infiltration of natural benthos by invasive ascidians. **Marine Ecology** 33(4): 499-511. doi: 10.1111/j.1439-0485.2012.00516.x
- TCP (2010) **Estudo de impacto ambiental: Ampliação do cais**. Paranaguá, Terminal de Contêineres de Paranaguá, 100p.
- TYRELL MC, BYERS JE (2007) Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 342: 54-60.
- UNESCO (2014) **Atlantic Forest South-East Reserves**. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, available online at: <http://whc.unesco.org/en/list/893> [Accessed: 14/07/2015]
- VAN OFWEGEN LP, HADDAD MA (2011) A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. **Zootaxa** 3107: 38-46.
- VAZ-PINTO F, TORRONTegi O, PRESTES ACL, ÁLVARO NV, NETO AI, MARTINS GM (2013) Invasion success and development of benthic assemblages: Effect of timing, duration of submersion and substrate type. **Marine Environmental Research** 94:72-79. doi: 10.1016/j.marenvres.2013.12.007
- WASSON K, FENN K, PEARSE JS (2005). Habitat differences in marine invasions of central California. **Biological Invasions** 7: 935-948. doi:10.1007/s1053-004-2995-2

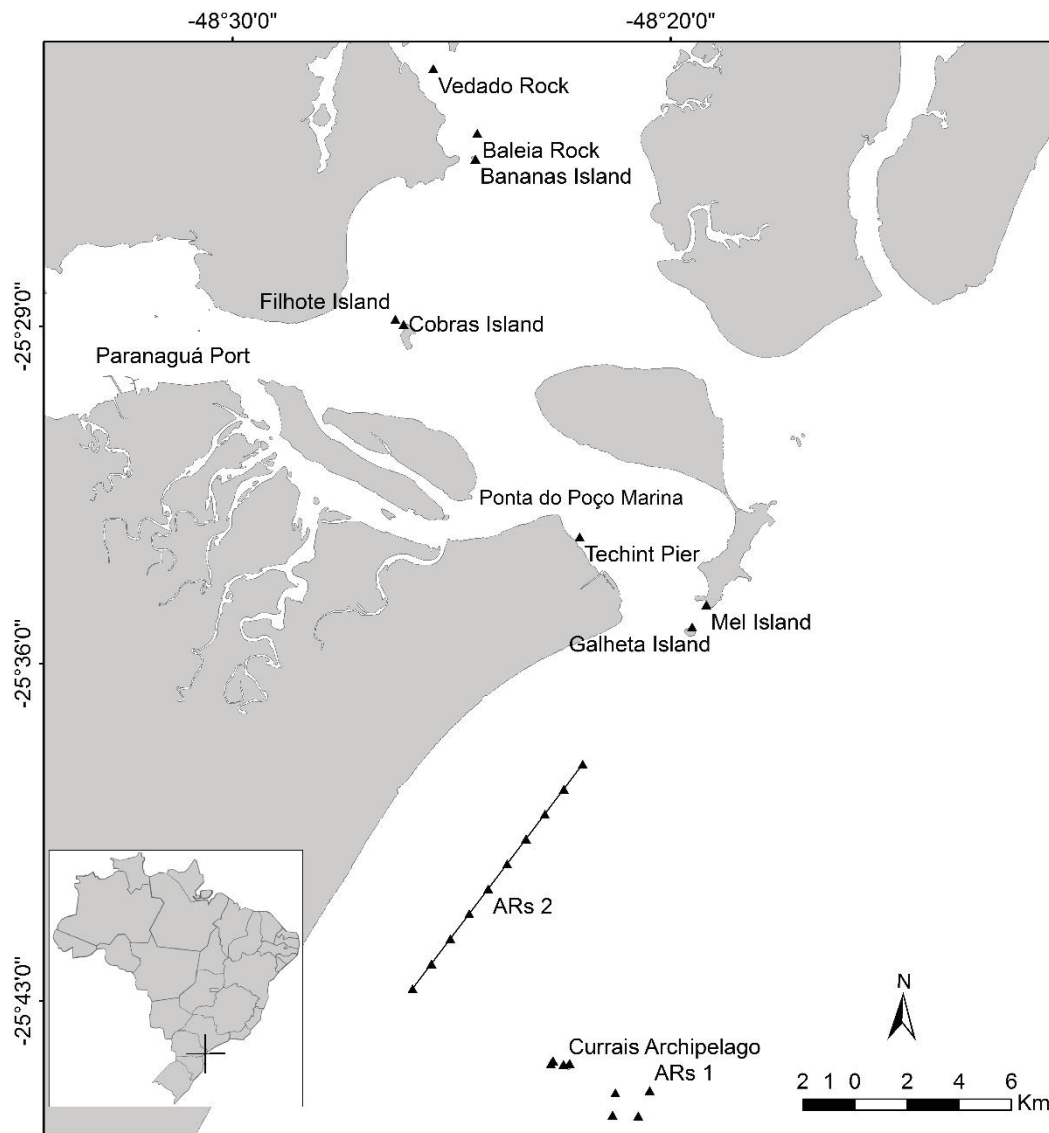


Figure 1. Location of field survey sites, state of Paraná, southern Brazil.

Table 1. List of marine benthic non-native species of Paraná, south Brazil.

Taxa	Status	Occurrence	Habitat	References
Ascidacea				
<i>Ascidia sydneiensis</i> Stimpson, 1885 *	D	CS	RS, AR	ROCHA & KREMER (2005)
<i>Ascidia tenue</i> (Monniot, 1983)	D	CS	AR	BUMBEER & ROCHA (2012)
<i>Clavelina oblonga</i> Herdman, 1880 *	E	CEP, CS	RS, AR	ROCHA & KREMER (2005), CANGUSSU <i>et al.</i> (2010)
<i>Sidneioides peregrinus</i> Kremer, Metri & Rocha, 2011	D	CEP	RS	KREMER <i>et al.</i> (2011)
<i>Syela plicata</i> (Lesueur, 1823)*	I	CEP, GB, CS	RS, PM	ROCHA & KREMER (2005), ARRUDA (personal communication)
Cirripedia				
<i>Amphibalanus amphitrite</i> Darwin, 1854 *	E	CEP, CS	RS, PM, AR	NEVES <i>et al.</i> (2007), CANGUSSU <i>et al.</i> (2010), BUMBEER & ROCHA (2012), KLÖH <i>et al.</i> (2013)
<i>Amphibalanus reticulatus</i> (Utinomi, 1967)*	E	CEP, GB, CS	RS, PM, AR	NEVES <i>et al.</i> (2007), CANGUSSU <i>et al.</i> (2010), BUMBEER & ROCHA (2012), KLÖH <i>et al.</i> (2013)
<i>Balanus trigonus</i> Darwin, 1854*	D	CEP, CS	PM, AR	CANGUSSU <i>et al.</i> (2010), BUMBEER & ROCHA (2012)
<i>Megabalanus coccopoma</i> Darwin, 1854 *	E	CEP, GB, CS	RS, PM, AR	CANGUSSU <i>et al.</i> (2010), BUMBEER & ROCHA (2012), KLÖH <i>et al.</i> (2013)
<i>Striatobalanus amaryllis</i> Darwin, 1854 *	E	CEP, CS	RS, PM, AR	NEVES <i>et al.</i> (2007), CANGUSSU <i>et al.</i> (2010), CARLTON <i>et al.</i> (2011), BUMBEER & ROCHA (2012)
Cnidaria				
<i>Carijoa riisei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860) *	E	CEP, CS	RS, PM, AR	CANGUSSU <i>et al.</i> (2010), BUMBEER & ROCHA (2012)
<i>Garveia franciscana</i> Torrey, 1902 *	E	CEP, CS	RS, PM, AR	NEVES <i>et al.</i> (2007), CANGUSSU <i>et al.</i> (2010), BUMBEER & ROCHA (2012)
<i>Stragulum bicolor</i> Van Ofwegen & Haddad, 2011*	E	CEP, GB, CS	RS, PM	VAN OFWEGEN & HADDAD (2011), BUMBEER & ROCHA (2012), ALTIVATER & COUTINHO (2015)
Mollusca				
<i>Isognomon bicolor</i> (Adams, 1845)	E	CEP, GB, CS	RS	LOPES (2009)
<i>Myoforceps aristatus</i> (Dillwyn, 1817) *	I	CEP, CS	RS, PM, AR	
<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758 *)	I	CEP, GB	RS, PM, AS	LOPES (2009)
Decapoda				

Taxa	Status	Occurrence	Habitat	References
<i>Charybdis hellerii</i> (A. Milne-Edwards, 1867)*	I	CEP, CS	RS, SB, M, AS	FRIGOTTO & SERAFIM (2007), TCP (2010)
Echinodermata				
<i>Ophiothela mirabilis</i> Verrill, 1867 *	I	CEP, CS	RS, PM, AR	HENDLER <i>et al.</i> (2012)
Polychaeta				
<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	D	CEP	SB, PM	RADASHEVSKY (2004), NEVES <i>et al.</i> (2007), LOPES (2009)

*Species recorded in the present study field surveys. ¹Status: (I) Invasive, (E) Established, (D) Detected (see text for definition). ²Occurrence: (PEC) Paranaguá Estuarine Complex, (GB) Guaratuba Bay, (CS) Continental Shelf. ³Habitat: (RS) Rocky Substrate, (SB) Soft Bottom, (M) Mangrove, (PM) Piers and Marinas, (AR) Artificial Reefs, (AS) Aquaculture Sites.

Appendix 1. Depth, number of transects per sampling site and collecting dates.

Sampling Sites	Depth (m)	Transects #	Dates
Cobras Island	2-4	4	14/06/2013
	5-8		10/02/2014
Filhote Island	2-4	6	14/06/2013
	5-8		10/02/2014
			28/01/2015
Bananas Island	1-3	2	22/04/2013
			28/01/2015
Baleia Rock	2-4	6	05/06/2013
	5-8		14/06/2013
			24/10/2013
			28/01/2015
Vedado Rock	2-4	6	14/05/2013
	5-8		14/06/2013
			24/10/2013
			10/02/2014
Galheta Island	2-4	8	25/04/2013
	5-8		05/06/2013
			24/10/2013
			22/01/2014
			14/01/2015
Mel Island	2-4	7	30/04/2013
	5-8		14/07/2013
			24/10/2013
			22/01/2014
			14/01/2015
Currais Archipelago	2-4	31	24/07/2012
	5-8		18/12/2012
			06/06/2013
			17/12/2013
			26/06/2014
			08/01/2015
Techint Pier	2-4	14	05/07/2012
	5-8		24/10/2012
			14/07/2013
			09/02/2014
			22/07/2014
			09/12/2014
Ponta do Poço Marina	2-4	4	10/02/2014
	5-8		28/01/2015
ARs1	~18	12	13/12/2012
			13/06/2013
			17/12/2013
			07/01/2015

Sampling Sites	Depth (m)	Transects #	Dates
ARs2	~ 13	16	14/02/2013
			02/05/2013
			14/05/2013
			23/01/2014
			14/01/2015

Appendix 2. Benthic marine non-native species found in Paraná between July 2012 and January 2015 in eleven sites (see Fig. 1).

Substrate		Natural							Artificial			
Espécie	Cobras Island	Filhote Island	Bananas Island	Baleia Rock	Vedado Rock	Galheta Island	Mel Island	Currais Archipelago	Techint Pier	Ponta do Poço Marina	ARs1	ARs2
<i>Amphibalanus amphitrite</i>									x	x		
<i>Amphibalanus reticulatus</i>		x			x						x	
<i>Ascidia sydneiensis</i>												x
<i>Balanus trigonus</i>				x		x	x	x	x		x	
<i>Carijoa riisei</i>												
<i>Clavelina oblonga</i>		x			x	x	x	x				x
<i>Charybdis hellerii</i>			x									
<i>Gaveia franciscana</i>	x		x						x			
<i>Megabalanus coccopoma</i>					x				x	x		
<i>Myoforceps aristatus</i>								x		x	x	
<i>Ophiothela mirabilis</i>				x		x	x	x	x		x	
<i>Perna perna</i>							x		x			
<i>Siragulum bicolor</i>	x	x	x	x	x		x		x			
<i>Striatobalanus amaryllis</i>	x	x		x	x					x	x	
<i>Syela plicata</i>	x											
ARs = concrete artificial reefs												

[†] ARs = concrete artificial reefs

CAPÍTULO 2

A INFLUÊNCIA DOS ESTUÁRIOS E SUBSTRATOS ARTIFICIAIS NA COLONIZAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS MARINHAS ²

² Formatado segundo as normas da revista *Marine Biology*

A influência dos estuários e substratos artificiais na colonização de espécies exóticas marinhas

Janaína Bumbeer^{1 3}, André Padial², Rosana Moreira da Rocha²

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. Postal code 81531-980 / P.O. Box 19031, Curitiba, PR, Brazil.

² Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Postal code 81531-980 / P.O. Box 19020, Curitiba, PR, Brazil.

³ Associação MarBrasil. Av. Beira-Mar s/n. Postal code 83255-976/ P.O. Box 48, Pontal do Paraná, PR, Brazil.

Corresponding author: Janaína Bumbeer, e-mail janabumbeer@gmail.com

Resumo

O sucesso na colonização e invasão por espécies exóticas (EE) depende de diversos fatores ambientais e biológicos. Este estudo avaliou a influência do tipo de substrato – se natural ou artificial, quanto sua localização – se dentro ou não de um ambiente estuarino na estrutura da comunidade bentônica de substrato consolidado e na colonização de EE. Além disso, verificou se as EE estão relacionadas com aumento da homogeneização biótica. A riqueza e diversidade beta são menores no setor interno ($z = 3.1$; $F = 5.02$, $gl = 2$; $p < 0.05$) e nos substratos artificiais ($z = 3.3$; $F = 14.83$, $gl = 1$; $p < 0.05$). Ainda, os setores e substratos explicam uma pequena porcentagem, mas significativa, da composição total de espécies. A combinação com os demais resultados mostra que esses fatores são importantes na estruturação da comunidade bentônica de substrato duro, com grande influência das espécies exóticas. Isso fica claro ao verificar que a localização e tipo de substrato explicam 46% da riqueza das EE, e que essa, por sua vez, explica 18% do aninhamento, o que sugere papel central das EE na homogeneização da biota.

Introdução

O sucesso na colonização e invasão por espécies exóticas (EE) depende de diversos fatores ambientais tais como características físicas do habitat, distúrbios e disponibilidade de local e alimento (Alpert et al. 2000; Lohrer et al. 2000; Shea e Chesson 2002; Piola e Johnston 2007; Bugnot et al. 2016). Características da comunidade receptora, como diversidade e composição das espécies, também exercem um papel relevante (Altieri et al. 2010; Bugnot et al. 2016; Simkanin et al. 2017). Por exemplo, a invasão pode ser facilitada quando fatores abióticos e bióticos tornam o ambiente receptor mais favorável a alguns organismos por aumentar a disponibilidade de recurso ou diminuir o estresse (Stachowicz 2001; Bruno et al. 2003; Simkanin et al. 2017). Por outro lado, a comunidade receptora pode atrasar ou evitar a invasão por EE por meio de interações biológicas, um processo conhecido como resistência biótica (Levine et al. 2004; Kremer & Rocha 2016).

Existem alguns padrões de invasão bem estabelecidos: estuários são mais invadidos que mar aberto (Ruiz et al. 1997; Wasson et al. 2005; Preisler et al. 2009); e habitats artificiais ou antropogênicos são mais invadidos que os naturais (Bulleri e Airolidi 2005; Glasby et al. 2007; Dafforn et al. 2009; Dafforn et al. 2012; Airolidi et al. 2015). No entanto, as diferenças na invasão entre habitats bentônicos antropogênicos e naturais podem ser devidas à concentração dos substratos artificiais em áreas mais suscetíveis à invasão, em vez de quaisquer características abióticas ou bióticas intrínsecas dos habitats ou espécies em si (Colautti et al. 2006; Simkanin et al. 2017). Os estuários estão sujeitos à maior pressão de propágulo e distúrbios antropogênicos devido à existência de portos e marinas, e à proximidade de áreas urbanas. Estudos experimentais com comunidades incrustantes demonstraram que o sucesso da invasão é aumentado em ambientes com maior disponibilidade de espaço e maior pressão de propágulos (Clark e Johnston 2005, 2009; Simkanin et al. 2017). Os distúrbios antropogênicos, tais como poluição, descarga de matéria orgânica, alteração do habitat, podem liberar recursos e mudar as interações competitivas em favor de espécies exóticas (Piola e Johnston 2008; Doherty et al. 2015), além de afetar negativamente as espécies nativas (Canning-Clode et al. 2011). As atividades antropogênicas não só influenciam negativamente a força da resistência biótica à invasão, mas também resultam na criação de habitats com novas condições abióticas que são exploradas por invasores (Dafforn et al. 2012).

Após a introdução de uma nova EE, o estabelecimento e a persistência subsequentes dependerão das propriedades das espécies invasoras e da capacidade da

comunidade receptora de resistir à invasão (Arenas et al. 2006). As interações bióticas serão muitas vezes específicas de espécies, mas em alguns casos, comunidades nativas mais diversas podem aumentar a resistência à invasão porque a competição por recursos na comunidade é maior (Tilman 1997; Stachowicz et al. 2002). Entretanto, parece existir um efeito de escala e o padrão geral é que os impulsionadores do sucesso da invasão mudam de fatores bióticos para fatores abióticos com o aumento na escala espacial (Davies et al. 2005; Fridley et al. 2007; Altieri et al. 2010). Entretanto, relação positiva entre diversidade e invasibilidade também pode ocorrer em pequena escala. A influência da facilitação entre as EE já é bem conhecida, o que gerou o conceito de “invasion meltdown” (Simberloff e Von Holle 1999). Também é descrito que algumas espécies nativas podem facilitar o aumento de EE (Stachowicz e Byrnes 2006; Altieri et al. 2010). Portanto, a resistência biótica pode ser mais dependente das características biológicas da comunidade receptora do que de índices globais como riqueza (Skóra et al. 2015; Bugnot et al. 2016).

Da mesma forma que a riqueza da comunidade pode influenciar na invasibilidade por EE, estas também podem alterar os padrões de diversidade e riqueza das comunidades receptoras. A substituição de espécies nativas específicas por espécies não-nativas generalistas tem misturado a composição taxonômica de locais previamente distintos, fenômeno conhecido por homogeneização biótica (Olden et al. 2004). Este é um importante aspecto da crise da biodiversidade, pois pode resultar na redução da variação espacial e temporal das espécies apesar do número de espécies por local. Por outro lado, as invasões também podem aumentar a diversidade ao adicionar espécies em determinada região em menores escalas temporais do que as esperadas por evolução natural (Olden e Poff 2003; Sax e Gaines 2003; Rodriguez 2006).

A relação entre a diversidade local (diversidade alfa) e a diversidade regional (diversidade gama) tem sido amplamente utilizada para entender os processos que influenciam as comunidades (Ricklefs 2004; Witman et al. 2004; Davies et al. 2005; Tuomisto 2010; Anderson et al. 2011). A variação na composição das espécies entre locais diferentes (diversidade beta) pode ser produzida pela i) substituição de algumas espécies de um local para outro (i.e., *turnover*), e pelo ii) aninhamento, padrão caracterizado pelos locais mais pobres sendo subconjuntos de locais mais ricos (Baselga, 2010). A análise desses componentes pode fornecer informações sobre como as comunidades locais respondem a mudanças ambientais induzidas pelo homem (Olden et al. 2004; Passy e Blanchet 2007; Pusceddu et al. 2016). Por exemplo, padrões causados

por *turnover* podem indicar que a diferenciação da comunidade local é resultado de grande heterogeneidade ambiental (Angeler 2013; Pusceddu et al. 2016). Já um maior aninhamento entre comunidades locais pode revelar uma homogeneização biótica causada por EE (Pusceddu et al. 2016).

O litoral do Paraná é naturalmente pobre em substratos consolidados, o que torna as ilhas e costões rochosos pontos de extrema importância ecológica para o ecossistema marinho do Estado. Abriga dois estuários, sendo que o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) concentra diversas atividades antropogênicas que favorecem a bioinvasão, como um porto, instalações de indústrias e marinas, turismo, aquicultura, além de outros distúrbios antropogênicos como poluição, alteração de habitats e descarga de matéria orgânica (Martins et al. 2010; Possatto et al. 2015; Krelling et al. 2017). Além dos substratos artificiais presentes nas regiões estuarinas, o litoral do Paraná também conta com Recifes Artificiais (RAs) instalados em mar aberto (Brandini 2013), que podem ser um importante modelo para compreender o papel dos substratos artificiais na colonização de EE, independentemente de sua localização.

Apesar da proporção de EE ser maior no estuário (15%) que em mar aberto (10.5%), esses ambientes possuem números similares de EE (Bumbeer e Rocha 2016). Já em relação ao tipo de substrato, 13% das espécies presentes tanto em substrato artificial quanto natural é representada por EE. Entretanto, esses são números absolutos que indicam que as EE também estão presentes em mar aberto e substratos naturais, mas não revela como esses fatores influenciam na sua frequência de ocorrência.

Este estudo avaliou a influência da localização e tipo de substrato na comunidade bentônica de substrato consolidado e na colonização de EE. Espera-se que o setor estuarino abrigue uma composição de espécies diferente de outros setores, além de manter uma menor diversidade beta, devido às condições ambientais mais extremas para organismos marinhos. Essas condições, somadas à proximidade do porto do Paranaguá, também devem favorecer a maior ocorrência de EE. Além disso, este estudo verificou se as EE estão afetando a estrutura da comunidade incrustante, causando homogeneização devido principalmente ao aninhamento e ao turnover de espécies entre comunidades locais.

Metodologia

A caracterização da comunidade incrustante do sublitoral foi realizada em três setores distintos do litoral do Paraná, sujeitos a diferentes condições antrópicas e

ambientais e, em cada setor foram amostrados tanto substratos naturais quanto artificiais (ver Fig. 1, capítulo 1). O primeiro setor está localizado dentro do CEP, sujeito à grande amplitude de variação das condições hidrográficas, temperatura e salinidade (Lana et al. 2001). Este setor reúne diversas características que favorecem a bioinvasão, como a presença de um dos maiores portos do país, grande movimentação de barcos de pesca e recreativos, muitos substratos artificiais disponibilizados pela construção urbana, e poluição. O segundo setor é o de transição entre o CEP e o mar aberto. Como está localizado na desembocadura da baía de Paranaguá, está sujeito a correntes de marés de grandes velocidades e recebe influência direta da pluma estuarina, que transporta material particulado e larvas. Por outro lado, a amplitude de variação das condições hidrográficas é menor quando comparado ao setor interno (Lana et al. 2001). O terceiro setor compreende o mar aberto (setor externo), caracterizado por um regime hidrográfico sazonal bem definido, sob influência de diversas massas de água (Água Central do Atlântico Sul, ACAS; Água Costeira, AC; Água Tropical, AT) (Brandini et al. 2007). A plataforma rasa paranaense é coberta predominantemente por lama e areia, com poucos substratos rochosos, representados por algumas ilhas costeiras e recifes artificiais.

No setor estuarino foram amostrados substratos naturais da Ilha das Cobras, Ilha Filhote, Ilha das Bananas, pedra da Baleia, pedra do Vedado e os píeres de concreto da marina Ponta do Poço. No setor de transição foram amostrados os costões rochosos da Ilha da Galheta e da Ilha do Mel, e os píeres de atracação da empresa Techint S/A localizados em frente ao canal da Galheta como substrato artificial. Para a caracterização do setor externo, foram amostrados os substratos naturais do Arquipélago de Currais, além dos recifes artificiais do projeto RAM (Recifes Artificiais Marinhos) assentados em 1997 e localizados próximos ao Arquipélago de Currais, e os recifes artificiais implantados em 2011 pelo programa REBIMAR (Recuperação da Biodiversidade Marinha) (Brandini 2013).

A fauna e a flora bentônica sésil foram amostradas pelo menos duas vezes em cada local, entre julho de 2012 e janeiro de 2015. As amostragens foram realizadas priorizando as estações mais secas, durante o inverno, e úmidas, durante o verão. Esta periodicidade é a mais adequada para a região, uma vez que a colonização da fauna epilítica é diretamente afetada pela drenagem continental (Bumbeer e Rocha 2012). Devido à dificuldade com as condições climáticas e visibilidade da água para as operações de mergulho, alguns locais foram mais amostrados que outros. Para verificar se houve influência da falta de equilíbrio das amostragens nos resultados, as análises estatísticas

foram realizadas considerando tanto todas as amostras, quanto apenas as dos verões de 2013/14 e 2014/15, recorte com maior equilíbrio da distribuição das amostras. As coletas foram realizadas durante mergulho autônomo através da raspagem do substrato. Nos costões rochosos e substratos artificiais dos setores interno e de transição as amostragens foram feitas em uma faixa de 5 a 8 m de profundidade. Nos recifes artificiais, devido sua disposição no fundo oceânico, a profundidade amostrada variou de 14 a 18 m. Uma transecção horizontal de 20 m foi estabelecida paralelamente ao costão (ou ao longo dos RAs) com o auxílio de uma trena. Ao longo da transecção, a cada 2 m foi raspada uma área de 20 x 20 cm do substrato. Aproximadamente três transecções foram realizadas em cada local (ver apêndice 1 do capítulo 1). Além disso, foi feita uma busca ativa de organismos contemplando também outras faixas de profundidade, mas esses dados são apresentados apenas na lista de espécies, não sendo considerados nas análises estatísticas. Os organismos coletados foram anestesiados com mentol e fixados em formaldeído 4%. Os táxons foram triados e identificados até o menor nível taxonômico possível, com o auxílio de especialistas de cada grupo.

Análises

Todas as análises estatísticas foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2017), utilizando os pacotes ‘vegan’ (Oksanen et al. 2017), ‘betapart’ (Baselga e Orme 2012) e ‘labdsv’ (Roberts 2012). O método de Michaelis Menton (M-M) foi utilizado para verificar quanto o esforço amostral influenciou a riqueza total estimada.

Para testar a influência do setor (interno, de transição e externo), substrato (artificial e natural) e EE (número de espécies exóticas por transecção) na composição das espécies (utilizando dissimilaridade Bray-Curtis), buscou-se uma análise livre de pressupostos e que se contemplasse um desenho amostral desbalanceado. Para tanto, utilizou-se uma análise de variância multivariada com Permutação (PERMANOVA) (Anderson 2001). Ao ser constatada diferença significativa para um ou mais fatores, foi realizada uma PERMANOVA pareada para verificar quais níveis de tratamento foram responsáveis pela diferença dentro do fator. O número de espécies exóticas (EE) foi analisado como variável resposta aos diferentes setores (setor, substrato e riqueza total de espécies) por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLM – *Generalised Linear Models*) (McCullagh e Nelder 1989). Todas as possíveis interações entre os fatores foram testadas, mas apenas interações significativas foram mantidas nos modelos finais. O

modelo mais eficiente, ou seja, aquele com menor valor AIC (*Akaike Information Criterion*) foi selecionado para descrever as relações entre a riqueza de EE e os fatores.

A variância da composição de espécies explicada pelo setor e tipo de substrato também foi avaliada por Análise de Redundância parcial (pRDA, Borcard et al. 1992). Essa análise foi escolhida para considerar a autocorrelação espacial das variáveis a partir de filtros espaciais gerados por uma análise PCNM (Borcard e Legendre 2002) aplicada nas coordenadas geográficas dos pontos de amostragem. Esses filtros foram compilados em uma matriz explanatória de filtros espaciais. A localização e o tipo de substrato foram representados por variáveis *dummy* na outra matriz explanatória da pRDA. Antes da partição da variância na pRDA, os filtros espaciais e as variáveis *dummy* foram selecionadas por *forward selection* com testes de permutação (Blanchet et al. 2008) para evitar o *overfitting* no modelo pRDA. Como resultado da partição de variância, quatro componentes são gerados: i) a explicação pura da localização e tipo de substrato após controlar a autocorrelação espacial; ii) a explicação da localização e tipo de substrato que é autocorrelacionada espacialmente; iii) a explicação somente da autocorrelação espacial sem relação com a localização e tipo de substrato; iv) a proporção da variação nos dados biológicos não explicado pelos preditores. Os componentes i) e iii) são testáveis por um modelo nulo. Portanto, foi gerada a probabilidade de erro do tipo I considerando a hipótese nula de não haver efeito da localização e tipo de substrato, e da autocorrelação espacial na composição de espécies. Caso significativa, a explicação da localização e tipo de substrato desconsiderando a autocorrelação espacial foi investigada no *biplot* da pRDA para explorar quais táxons estão associados a quais tipos de ambientes.

A diversidade beta entre os setores, substratos e setor*substrato foi avaliada utilizando a função “betadisper” do programa R. A abordagem de Baselga (2010, 2012) foi utilizada para decompor a dissimilaridade total de Sørensen (β_{SOR}) em dois componentes: *turnover* da composição de espécies, medida pelo índice de dissimilaridade de Simpson (β_{SIM}) e dissimilaridade dos locais devido ao aninhamento (β_{NES}). A relação entre a variação da comunidade (tanto aninhamento quanto *turnover*) e a presença de EE foi verificada por meio de uma análise de Mantel (Legendre e Legendre 2012), que testa a hipótese nula que as matrizes não estão linearmente correlacionadas, utilizando uma matriz cujas células continham os valores de riqueza total de EE em cada par de transecções comparadas entre si.

Por fim, para verificar quais táxons são indicadores de cada fator analisado foi utilizada a análise IndVal (Dufrêne e Legendre 1997), que indica as espécies com maior

especificidade e fidelidade, com nível de corte de 0.4 para os valores específicos. Esta análise foi feita considerando todas as coletas.

Resultados

Foram registrados 215 táxons, sendo 32 algas e 183 invertebrados, entre os quais 16 são espécies exóticas (Tabela 1). As espécies *Didemnum perlucidum* e *Catenicella uberrima* foram adicionadas à lista publicada previamente (Bumbeer e Rocha 2016) devido novas informações obtidas desde então. O zoobentos analisado é composto principalmente por invertebrados sésseis, mas foram incluídos alguns organismos vágeis com pouca mobilidade, tais como gastrópodes, poliquetas e equinodermos. Devido à dificuldade na separação das esponjas em morfotipos para posterior identificação por especialistas em uma coleta que contempla toda a comunidade incrustante, em alguns casos houve falha na amostragem e, portanto, optou-se por não incluir este grupo nas análises estatísticas. No total, foram identificadas 68 espécies no setor interno, 109 no setor de transição e 150 no setor externo. Já a riqueza média de espécies por transecção foi maior no setor de transição (Fig. 1).

Apesar da falta de equilíbrio entre o número de amostras nos diferentes setores, as curvas de rarefação indicaram uma tendência à estabilização no número de espécies. Além disso, o método de Michaelis Menton (M-M) também mostrou que o esforço nos setores menos amostrados resultou em riqueza igual a pelo menos 80% da riqueza total estimada: no setor interno o valor foi de 81% ($M-M S_{max} = 83.97$) do total de espécies, no setor de transição 80% ($M-M S_{max} = 137$), enquanto no setor externo os valores permutados aleatoriamente mostraram que o esforço amostral inclui 90% ($M-M S_{max} = 168.06$) do total de espécies.

Os resultados das análises estatísticas indicaram o mesmo padrão ao considerar tanto todas as amostras, quanto apenas as coletadas no verão 2013/14 e 2014/15, portanto será utilizado este recorte para apresentação dos resultados.

O *forward selection* selecionou três filtros espaciais (PCNM1, PCNM2 e PCNM9: os dois primeiros associados a escalas maiores, e o último associado à menor escala espacial) e duas variáveis *dummy* associadas à da localização e tipo de substrato (região interna e substrato artificial). A presença de locais internos e substratos artificiais foram responsáveis por 6% da variação da composição de espécies bentônicas de substrato duro após retirado o efeito da autocorrelação espacial. Essa explicação, apesar de relativamente baixa, é maior do que seria esperada por um modelo nulo. Por outro lado, os três filtros

espaciais explicaram somente 1% da variação na composição de espécies, uma quantidade que poderia ser explicada por um modelo nulo (Fig. 2). Apesar de não testável, é notável que 11% da variação na composição se deve ao efeito conjunto das características locais (localização e tipo de substrato) e da autocorrelação espacial (Fig. 2). As principais espécies relacionadas a ambientes artificiais e ambientes internos (sejam essas com maior presença ou ausência em locais com essas características) após retirar o efeito da autocorrelação espacial foram identificadas na Fig. 3. As outras espécies representadas apenas por círculos pretos são relativamente menos afetadas por essas características, pois se concentram no centro do *biplot* da pRDA (Fig. 3). Também há espécies indicadoras para todos os setores e substratos (Tabela 3).

O resultado da PERMANOVA revelou efeito da interação Setor*Substrato na composição das espécies de substrato consolidado no litoral do Paraná ($F = 2.5$, $gl = 2$, $p < 0.05$). A comparação pareada revelou que, considerando apenas os substratos naturais, há diferença na composição de espécies entre todos os setores; considerando apenas os substratos artificiais, há diferença entre os setores interno e externo. Já no nível dos setores, há diferença na composição de espécies entre substratos naturais e artificiais nos setores interno e externo (Tabela 2).

Há diferença na diversidade beta entre os setores ($F = 5.02$, $gl = 2$, $p < 0.05$). A análise par a par indicou que a diversidade beta é menor no setor interno do que no setor externo (distância média para o centroide = 0.45 e 0.57, respectivamente) (Fig. 4,a). A diversidade beta também difere entre substratos ($F = 14.83$, $gl = 1$, $p < 0.05$), com menor valor no substrato artificial do que no natural (distância média para o centroide = 0.50 e 0.60, respectivamente) (Fig. 4,b). Ao analisar a interação entre setor e substrato verifica-se que a maior diferença na diversidade beta está, possivelmente, entre o setor interno e os demais ao considerar apenas os substratos artificiais (distância média para o centroide do setor interno, de transição e externo = 0.38, 0.46 e 0.46, respectivamente) (Material suplementar). Entretanto, este resultado não é significativo, provavelmente devido ao reduzido número de amostras em substratos artificiais.

Não foi observada relação entre a diversidade beta (β_{SOR}) da comunidade de substrato consolidado e o número de EE. Entretanto, ao separar os componentes da diversidade beta, houve correlação positiva entre EE e β_{NES} (dissimilaridade explicada por aninhamento, $r = 0.18$, $p < 0.05$).

Os resultados do GLM indicaram que a soma dos fatores Setor e Substrato explicou 46% da variação do número de EE no litoral do Paraná (Pseudo- $R^2 = 0.46$). De

todas as combinações de modelos possíveis avaliados, o modelo “EE~ Setor + Substrato” teve o menor valor AIC (109). O número de EE foi maior no setor interno do que no setor externo ($z = 3.1$, $p < 0.05$), e maior em substratos artificiais do que em substratos naturais ($z = 3.3$, $p < 0.05$) (Fig. 5). Não há relação com a riqueza total de espécies.

Discussão

Como esperado, tanto o tipo de substrato – se natural ou artificial, quanto sua localização – se dentro ou não de um ambiente estuarino, influenciam na comunidade bentônica de substrato consolidado e na colonização de espécies exóticas no litoral do Paraná. A maior diferença nos componentes da comunidade aqui testados está relacionada ao setor interno e substratos artificiais, refletida na composição da comunidade, na menor diversidade beta e na maior frequência de espécies exóticas. Ainda, observou-se correlação positiva entre β_{NES} e o número de EE indicando que a presença das mesmas gera padrões de aninhamento entre comunidades.

Apesar dos setores e substratos explicarem uma pequena porcentagem da composição total de espécies, essa porcentagem é significativa e provavelmente pequena pelo controle da autocorrelação espacial. Ainda, os resultados em conjunto sugerem que esses fatores são importantes na estruturação da comunidade bentônica de substrato consolidado, com grande influência das espécies exóticas. Isso fica claro ao verificar que a localização e tipo de substrato explicam 46% da distribuição espacial da riqueza das EE.

O setor interno estuarino efetivamente abrigou uma composição de espécies diferente de outros setores, com apenas 62% e 49% da riqueza dos setores de transição e externo, respectivamente. Além disso, a diversidade beta é menor, o número de espécies exóticas é maior por transecção e uma proporção maior de EE em relação ao pool total de espécies do que o setor externo. A maior frequência das EE nos estuários é decorrente de um conjunto de condições ambientais e biológicas encontradas nesse local. Quanto cada uma dessas condições contribui de fato na colonização das EE, é uma pergunta que ainda precisa ser respondida. As condições hidrográficas mais extremas e seletivas podem restringir o número de espécies que se adaptam a este tipo de ambiente. Dentro do estuário há maior pressão de propágulo, principalmente pela presença de um porto internacional, que parece estar alcançando mesmo os pontos mais distantes do porto de Paranaguá, como a pedra do Vedado e pedra da Baleia. A dinâmica hidrográfica dentro do estuário, somada

à grande circulação de embarcações e presença de substratos artificiais em todo a baía pode favorecer a circulação dos propágulos dentro da região estuarina.

Além disso, poluição, aumento de matéria orgânica, dragagem e exposição de substrato por impacto de embarcações são distúrbios antrópicos também presentes no CEP e que têm sido identificados como fatores importantes na facilitação da invasão por EE em outras regiões (Duarte 2002; Altman e Witchlath 2007; Piola e Johnson 2008; Bugnot et al. 2016). Por exemplo, experimentos realizados recentemente em comunidade incrustante na Austrália revelaram que a colonização por EE foi potencializada em tratamentos com aumento de matéria orgânica que, por sua vez, também foi responsável pela redução da riqueza da comunidade nativa (Bugnot et al. 2016).

A maior frequência e fidelidade das EE ao setor interno também pode ser vista pela análise de espécies indicadoras e pRDA. Das quatro espécies indicadoras do setor interno, duas são exóticas, enquanto todas as espécies indicadoras do setor de mar aberto são nativas. No setor de transição também há uma EE indicadora, entre as cinco indicadas pela análise. O setor de transição realmente abrange características dos setores interno e externo. Tal como o setor interno, é encontrado um alto número de EE por transecção, mas o setor abriga uma maior riqueza da comunidade incrustante, diminuindo a influência das EE.

Apesar de ficar clara a influência do setor interno na colonização de EE, ainda é necessário entender o papel de cada fator ali encontrado. Por exemplo, assim como modelagens hidrodinâmicas identificaram fontes e sumidouros do lixo no litoral do Paraná (Krelling et al. 2017), tais simulações poderiam ser aplicadas para identificar com maior precisão as vias de dispersão da poluição biológica (propágulos). Ainda, estudos experimentais são muito utilizados para testar a relação de diferentes fatores ambientais e bióticos nas diferentes fases do processo de invasão, mas poucos experimentos foram realizados na região estudada (Cangussu et al 2010; Altvater et al 2015).

Assim como a criação de clareiras no substrato facilita a colonização por EE, o mesmo ocorre com a disponibilização de novas estruturas. Estruturas feitas pelo homem, como píeres, cais e paredões, fornecem novos substratos para a incrustação de organismos (Glasby et al. 2007; Dafforn et al. 2009; Dafforn et al. 2012) e se tornam o primeiro habitat para colonização de espécies exóticas (Tyrell e Byers 2007). De fato, foi encontrado maior número de EE nos substratos artificiais e duas das espécies indicadoras destes substratos, portanto mais recorrentes e exclusivas, são exóticas.

Os resultados demonstram que o papel dos substratos artificiais na colonização de EE independe de sua localização, ou seja, são colonizados mesmo que afastados das condições potencializadoras de invasão encontradas no estuário. Isso também pode ser devido à grande influência do estuário na dinâmica da plataforma rasa do litoral do Paraná (Brandini et al. 2007), com a dispersão de propágulos por meio da drenagem continental e circulação da maré, além do fluxo de embarcações conectando toda a região (Kauano et al. 2017). Ainda, assim como proposto por Bulleri e Airolidi (2005), os substratos artificiais distribuídos dos estuários ao mar aberto podem facilitar a dispersão de EE, criando um corredor para colonização gradual das espécies onde outros habitats adequados são limitantes. A relação entre EE e substratos artificiais pode estar levando à maior homogeneização da comunidade encontrada nesses substratos, indicada pela menor diversidade beta. A maior heterogeneidade biótica do substrato natural pode indicar que o maior tempo de colonização e interações biológicas mais antigas favoreceu uma diferenciação de acordo com as condições ambientais locais. Ainda, as condições abióticas e bióticas encontradas nos substratos artificiais são diferentes das encontradas no habitat natural e, portanto, abrigam comunidades diferentes (Glasby et al. 2007; Perkol-Finkel e Benayahu 2007; Dafforn et al. 2012), o que também é mostrado nos nossos resultados.

Substratos artificiais podem funcionar como ferramentas em prol da conservação, servindo como fonte de recrutas, aumentando o fluxo gênico entre as populações e a capacidade suporte do ambiente (García-Gómez et al. 2011; Feary et al. 2011). No litoral do Paraná, a instalação de RAs diminuiu o impacto causado pela pesca de arrasto em áreas de grande importância ecológica (Brandini 2013), impulsiona o turismo subaquático, e auxilia na proteção de espécies ameaçadas de extinção (Soeth et al., em prep.). Portanto, essas estruturas podem ser projetadas de forma a promover os serviços ecossistêmicos e reduzir impactos (Dafforn et al. 2015). Nesse sentido, a engenharia verde ou ecoengenharia pode incorporar teorias e princípios ecológicos no projeto de estruturas artificiais (Morris et al. 2016; Mayer-Pinto et al. 2017). Quando combinada com outras estratégias de gestão, a ecoengenharia aumenta a resistência dos ambientes receptores à invasão em um oceano cada vez mais desenvolvido (Dafforn 2017). Alguns exemplos de como isso pode ser aplicado incluem i) manipular as propriedades físicas e químicas das estruturas para melhorar o recrutamento de espécies nativas, ii) aumentar o uso de recursos das estruturas por espécies nativas através de "pré-semeadura", iii) considerar o tempo de construção e manutenção das estruturas artificiais, de modo que os recursos não

estejam tão disponíveis quando a pressão de propágulo de espécies exóticas for alta (ver Dafforn 2017 para uma revisão).

A riqueza da comunidade não está entre os fatores que influenciaram a frequência de EE no presente estudo. Apesar de serem necessários mais estudos específicos para testar este fator, índices generalistas podem não ser os mais adequados para compreender a colonização por EE (Bugnot et al. 2016). A resistência à invasão pode ser mais dependente das características biológicas das espécies nativas (Skóra et al. 2015). Por exemplo, algumas espécies, exóticas ou não, evitam colonizar espaços abertos e preferem se associar a outras espécies já estabelecidas (Dunstan e Johnson). Ainda, a resistência biótica pode ser sobrepujada caso haja uma grande pressão de propágulo (Holle e Simberloff 2005). Já a riqueza das EE, por sua vez, explica 18% do aninhamento, o que sugere o papel central das EE na homogeneização da biota. Portanto, as transecções com mais EE tendem a ser mais pobres em número de espécies e um subconjunto das comunidades mais ricas. O padrão de aninhamento na variação da diversidade pode refletir um processo não randômico de perda ou aquisição diferencial de espécies devido algum fator (Gaston e Blackburn 2000), neste caso, a presença de EE. Essa influência das EE na variação da beta diversidade pode ser, pelo menos em parte, resultante do efeito de autocorrelação com o setor interno e substrato artificial, com menor diversidade beta.

Mesmo que as EE sejam mais frequentes e diversas na região estuarina e em substratos artificiais em escala espacial local (transecção), o número total de EE é similar nos substratos naturais e artificiais, ambiente estuarino e mar aberto (Bumbeer e Rocha 2016). Então, independentemente das condições locais, há uma alta pressão de colonização em toda a região. Este conceito se refere ao número de EE que são introduzidas em determinado local, algumas das quais se tornarão estabelecidas e mesmo invasoras, enquanto outras não (Lockwood et al. 2009). Nesse caso em que há grande pressão de colonização, distúrbios ambientais tais como degradação do habitat e mudanças nas condições ambientais (p.e. mudanças climáticas) podem acelerar ainda mais o número de EE estabelecidas (Lockwood et al. 2009). Como medida de manejo, após grandes distúrbios, tais como vazamento de poluentes e descarga de matéria orgânica, é importante aplicar programas de monitoramento e detecção precoce que visem essas “janelas de invasão” (Bugnot et al. 2016). Os resultados desse trabalho indicam que substratos artificiais localizados no estuário são, de fato, indicados para monitorar a possível colonização por novas EE. Entretanto, locais com grande importância ecológica como ilhas costeiras, e aqui destacamos o Parque Nacional Marinho de Currais, já

abrigam EE, e, portanto, devem ser monitorados ou até mesmo manejados para prevenir um processo de invasão.

Referências

- Airolidi L, Turon X, Perkol-Finkel S, Rius M (2015) Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Divers Distrib* 21:755–768 <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12301>.
- Alpert P, Bone E, Holzapfel C (2000) Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspect Plant Ecol Ecol Syst* 3:52–66
- Altieri AH, van Wesenbeeck BK, Bertness MD, Silliman BR (2010) Facilitation cascade drives positive relationship between native biodiversity and invasion success. *Ecology* 91:1269–1275
- Altman S, Whitlatch RB (2007) Effects of small-scale disturbance on invasion success in marine communities. *J Exp Mar Biol Ecol* 342(1):15–29
- Altvater L, Coutinho R (2015) Colonisation, competitive ability and influence of *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Cnidaria, Anthozoa) on the fouling community in Paranaguá Bay, Southern Brazil. *J Exp Mar Biol Ecol* 462: 55–61
- Anderson, MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32–46
- Anderson MJ, Crist TO, Chase JM, Vellend M, Inouye BD, Freestone AL, Sanders NJ, Cornell HV, Comita LS, Davies KF, Harrison SP, Kraft NJB, Stegen JC, Swenson NG (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecol Lett* 14:19–28
- Angeler DG (2013) Revealing a conservation challenge through partitioned longterm beta diversity: increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. *Divers Distrib* 19:772–781
- Arenas F, Sanchez I, Hawkins SJ, Jenkins SR (2006) The invasibility of marine algal assemblages: role of functional diversity and identity. *Ecology* 87: 2851–2861
- Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob Ecol Biogeogr* 19:134–143
- Baselga A (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Glob Ecol Biogeogr* 21:1223–1232
- Baselga A, Orme CDL (2012) betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3(5):808–812

- Borcard D, Legendre P, Drapeau, P (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045–1055
- Borcard D, Legendre P (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecol Modell* 153, 51–68
- Blanchet FG, Legendre P, Borcard D (2008) Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89:2623–2632
- Brandini FP, Silva AS, Silva ET, Kolm H (2007) Sources of nutrients and seasonal dynamics of chlorophyll in the inner shelf off Paraná State - South Brazil Bight. *J Coast Res* 23:200–226
- Brandini F (2013) Marine biodiversity and sustainability of fishing resources in Brazil: a case study of the coast of Paraná state. *Reg Environ Chang* 14(6): 2127–2137. doi: 10.1007/s10113-013-0458-y
- Bruno JF, Stachowicz JJ, Bertness MD (2003) Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends Ecol Evol* 18:119–125
- Bugnot AB, Coleman RA, Figueira WF, Marzinelli EM (2016) Effects of the receiving assemblage and disturbance on the colonisation of an invasive species. *Mar Biol* 163(7):1–9
- Bulleri F, Airoidi L (2005) Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology* 42:1063–1072
- Bulleri F, Chapman MG (2010) The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *J Appl Ecol* 47:26–35
- Bumbeer JA, Rocha RM (2012) Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. *Zoologia* 29(2):126–134. doi: 10.1590/S1984-46702012000200005
- Bumbeer J, Rocha RMD (2016) Invading the natural marine substrates: a case study with invertebrates in South Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 33(3): e20150211
- Cangussu LC, Altvater L, Haddad, MA, Cabral AC, Heyse HL, Rocha RM (2010). Substrate type as selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Braz. J. Oceanogr.* 58, 219–231
- Canning-Clode J, Fofonoff P, Riedel GF, Torchin M, Ruiz GM (2011) The effects of copper pollution on fouling assemblage diversity: a tropical-temperate comparison. *PLoS ONE* 6: e18026.
- Clark GF, Johnston EL (2005) Manipulating larval supply in the field: a controlled study of marine invasibility. *Mar Eco Prog Ser* 298:9–19
- Clark GF, Johnston EL (2009) Propagule pressure and disturbance interact to overcome biotic resistance to marine invertebrate communities. *Oikos* 118:1679–1686

- Colautti RI, Grigorovich IA, MacIsaac HJ (2006) Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biol Invasions* 8:1023–1037
- Dafforn KA, Johnston EL, Glasby TM (2009) Shallow moving structures promote marine invader dominance. *Biofouling* 25:277–287
- Dafforn KA, Glasby TM, Johnston EL (2012) Comparing the Invasibility of Experimental “Reefs” with Field Observations of Natural Reefs and Artificial Structures. *PLoS ONE* 7(5): e38124. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038124>
- Dafforn KA, Glasby TM, Airoidi L, Rivero NK, Mayer-Pinto M, Johnston EL (2015) Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Front Ecol Environ* 13(2):82–90
- Dafforn KA (2017) Eco-engineering and management strategies for marine infrastructure to reduce establishment and dispersal of non-indigenous species. *Manag Biol Invasion* 8:153–161.
- Davies KF, Chesson P, Harrison S, Inouye BD, Melbourne BA, Rice KJ (2005) Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. *Ecology* 86:1602–10
- Doherty TS, Dickman CR, Nimmo DG, Ritchie EG (2015) Multiple threats, or multiplying the threats? Interactions between invasive predators and other ecological disturbances. *Biol Conserv* 190:60–68
- Duarte CM (2002) The future of seagrass meadows. *Environ Cons* 29:192–206
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67:345–366
- Dunstan PK, Johnson CR (2003) Invasion rates increase with species richness in a marine epibenthic community by two mechanisms. *Oecologia* 138:285–292
- Feary DA, Burt JA, and Bartholomew A (2011) Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: review of current use, benefits and management implications. *Ocean Coast Manage* 54:742–49
- Fridley JD, Stachowicz JJ, Naeem S, Sax DF, Seabloom EW, Smith MD, Stohlgren TJ, Tilman D, Von Holle B (2007) The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88:3–17
- García-Gómez JC, López-Fé CM, Espinosa F, Guerra-García JM, Rivera-Ingraham GA (2011) Marine artificial micro-reserves: a possibility for the conservation of endangered species living on artificial substrata. *Mar Ecol* 32(1):6–14
- Gaston KJ, Blackburn TM (2000) *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Science, Oxford.
- Glasby TM, Connell SD, Holloway M, Hewitt C (2007) Non-indigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Mar Biol* 151:887–895

- Holle BV, Simberloff D (2005) Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86(12):3212–3218
- Kauano RV, Roper JJ, Rocha RM (2017) Small boats as vectors of marine invasion: experimental test of velocity and desiccation as limits. *Mar Biol* 164(1):27
- Krelling AP, Souza MM, Williams AT, Turra A (2017) Transboundary movement of marine litter in an estuarine gradient: Evaluating sources and sinks using hydrodynamic modelling and ground truthing estimates. *Marin Pollut Bull* <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.034>
- Lana PC, Marone E, Lopes RM, Machado EC (2001) The subtropical estuarine complex of Paranaguá. In: Seeliger U; Kjerfve B. (Org.). *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Berlin: Springer Verlag 144:131–145
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology*. 3rd English Edition. Elsevier.
- Levine JM, Adler PB, Yelenik SG (2004) A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecol Lett* 7: 975–989.
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn TM (2009) The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Divers Distrib* 15(5):904–910
- Lohrer AM, Fukui Y, Wada K, Whitlatch RB (2000) Structural complexity and vertical zonation of intertidal crabs, with focus on habitat requirements of the invasive Asian shore crab, *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan). *J Exp Mar Biol Ecol* 244:203–217
- Martins CC, Braun JA, Seyffert BH, Machado EC, Fillmann G (2010) Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil). *Mar Pollut Bull* 60(11):2137–2143
- Mayer-Pinto M, Johnston EL, Bugnot AB, Glasby TM, Airolidi L, Mitchell A, Dafforn KA (2017) Building “blue”: An ecoengineering framework for foreshore developments. *J Environ Manag* 189:109–114 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.039>
- McCullagh P, Nelder JA (1989) *Generalized Linear Models*. London: Chapman and Hall.
- Morris RL, Deavin G, Hemelryk Donald S, Coleman RA (2016) Eco-engineering in urbanised coastal systems: consideration of social values. *Ecol Manage Restor* 17: 33–39 <https://doi.org/10.1111/emr.12200>
- Oksanen JF, Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlinn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs and Helene Wagner (2017). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olden Julian D, Poff NL (2003) Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *Am Nat* 162:442–460

- Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol Evol* 19(1):18–24
- Passy SI, Blanchet FG (2007) Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. *Divers Distrib* 13:670–679
- Perkol-Finkel S, Benayahu Y (2007) Differential recruitment of benthic communities on neighboring artificial and natural reefs. *J Exp Mar Biol Ecol* 340:25–39
- Piola RF, Johnston EL (2008) Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Divers Distrib* 14:329–342
- Possato FE, Spach HL, Cattani AP, Lamour MR, Santos LO, Cordeiro NM, Broadhurst MK (2015) Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary. *Mar Pollut Bull* 91(2):548–553, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.032>
- Preisler RK, Wasson K, Wolff WJ, Tyrrell MC (2009) Invasions of estuaries vs. the adjacent open coast: a global perspective, p. 587-617. In: Rilov G, Crooks JA(Eds) *Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological, Management, and Geographic Perspectives*. Berlin, Springer-Verlag.
- Pusceddu A, Fraschetti S, Scopa M, Rizzo L, Danovaro R (2016) Meiofauna communities, nematode diversity and C degradation rates in seagrass (*Posidonia oceanica* L.) and unvegetated sediments invaded by the algae *Caulerpa cylindracea* (Sonder). *Mar Environ. Res* 119:88–99
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ricklefs RE (2004) A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecol Lett* 7:1–15
- Roberts DW (2012) Labdsv: Ordination and multivariate analysis for ecology. R package version 1.4-1. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>> Acesso em: 15 julho de 2017.
- Rodriguez LF (2006) Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biol Invasions* 8:927–939
- Ruiz GM, Carlton JT, Grosholz ED, Hines AH (1997) Global Invasions of Marine and Estuarine Habitats by Non-Indigenous Species: Mechanisms, Extent, and Consequences. *Integr Comp Biol* 37:621–632
- Sax DF, Gaines SD (2003) Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends Ecol Evol* 18:561–566
- Shea K, Chesson P (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 17:170–176
- Simberloff D, Von Holle B (1999) Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biol Invasions* 1:21–32

- Simkanin C, Davidson IC, Therriault TW, Jamieson G, Dower JF (2017) Manipulating propagule pressure to test the invasibility of subtidal marine habitats. *Biol Invasions* 19(5):1565–1575
- Skóra F, Abilhoa V, Padial AA, Vitule JRS (2015) Darwin's hypotheses to explain colonization trends: evidence from a quasi-natural experiment and a new conceptual model. *Divers Distrib* 21(5):583–594
- Stachowicz JJ (2001) Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *Bioscience* 51:235–246
- Stachowicz JJ, Byrnes JE (2006) Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors. *Mar Ecol Progr Ser* 311:251–262
- Stachowicz JJ, Fried H, Osman RW, Whitlatch RB (2002) Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. *Ecology* 83:2575–2590
- Tilman D (1997) Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78:81–92
- Tuomisto H (2010) A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33:2–22
- Tyrell MC, Byers JE (2007) Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? *J Exp Mar Biol Ecol* 342:54–60
- Wasson K, Fenn K, Pearse JS (2005) Habitat differences in marine invasions of central California. *Biol Invasions* 7:935–948 doi: 10.1007/s1053-004-2995-2
- Witman JD, Etter RJ, Smith F (2004) The relationship between regional and local species diversity in marine benthic communities: A global perspective. *PNAS* 101 (44):15664–15669

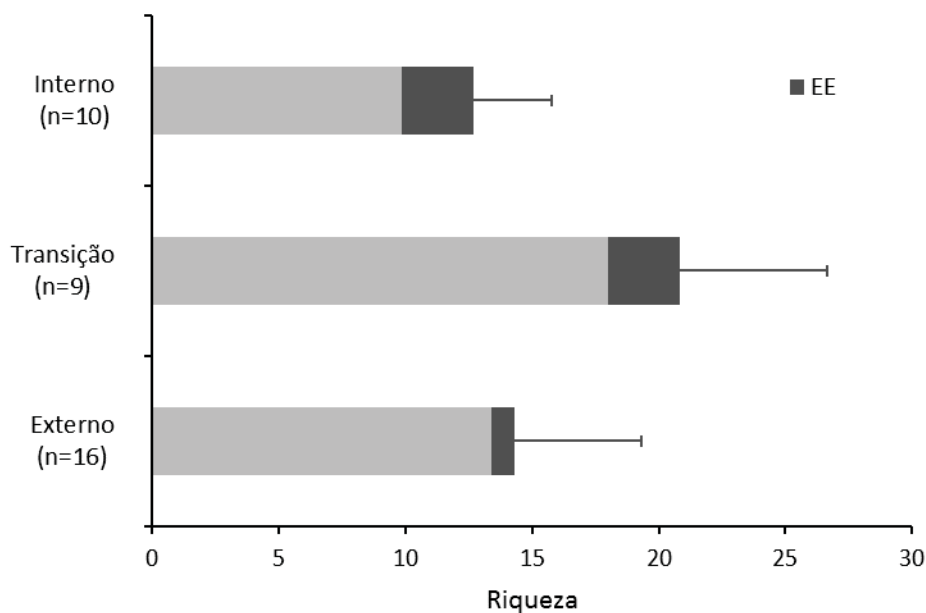


Fig. 1 Riqueza média e desvio padrão das comunidades associadas a substrato consolidado no litoral do Paraná. A proporção que representa as Espécies Exóticas (EE) está destacada em cor escura. Amostragens realizadas nos verões 2013/14 e 2014/15 em transecções de 20 m e área total raspada de 0,4 m² por transecção.

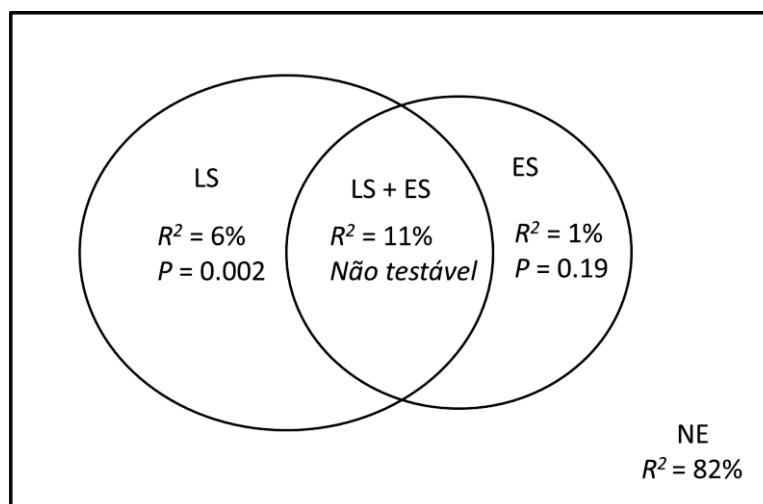


Fig. 2 Diagrama de Venn mostrando a porcentagem de explicação em uma Análise de Redundância parcial da composição de espécies bentônicas associadas ao substrato devido: (LS) unicamente ao efeito da localização e tipo de substrato; (ES) unicamente à autocorrelação espacial; (LS + ES) ao efeito da localização e tipo de substrato que apresenta autocorrelação espacial. NE representa a porcentagem de explicação que não pode ser atribuída aos preditores testados.

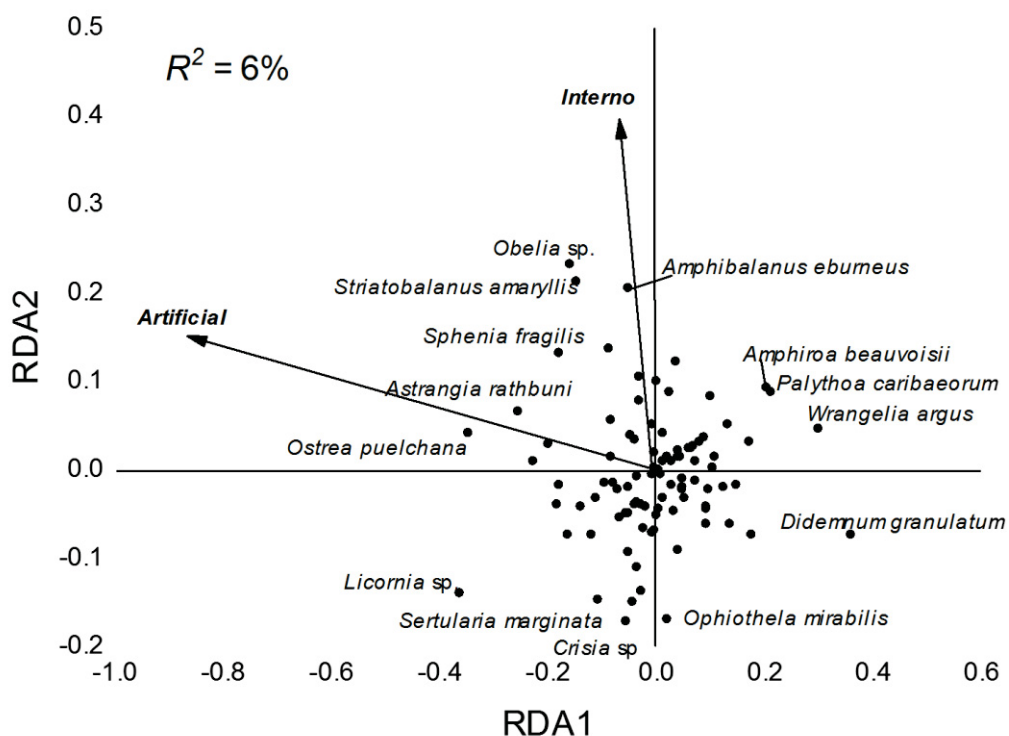


Fig. 3 Biplot da Análise de Redundância parcial mostrando as principais espécies afetadas pela região interna e substratos artificiais, as duas características selecionadas no *forward selection* como as principais determinantes da composição de espécies de invertebrados associados ao substrato. Os demais círculos pretos não identificados representam espécies pouco afetadas pelos fatores indicados.

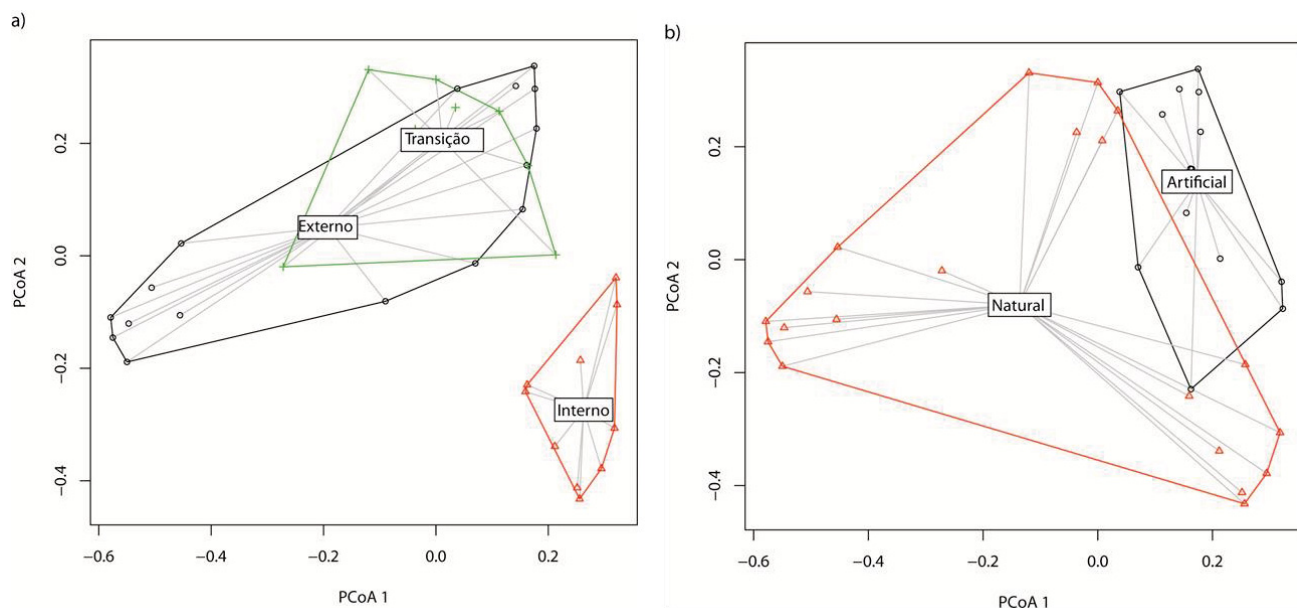


Fig. 4 PCoA indicando a variação da diversidade da comunidade bentônica de substrato consolidado do Paraná entre os a) setores e b) substratos. Cada ponto representa uma transecção realizada nos verões 2013/14 e 2014/15. Método: Bray-Curtis.

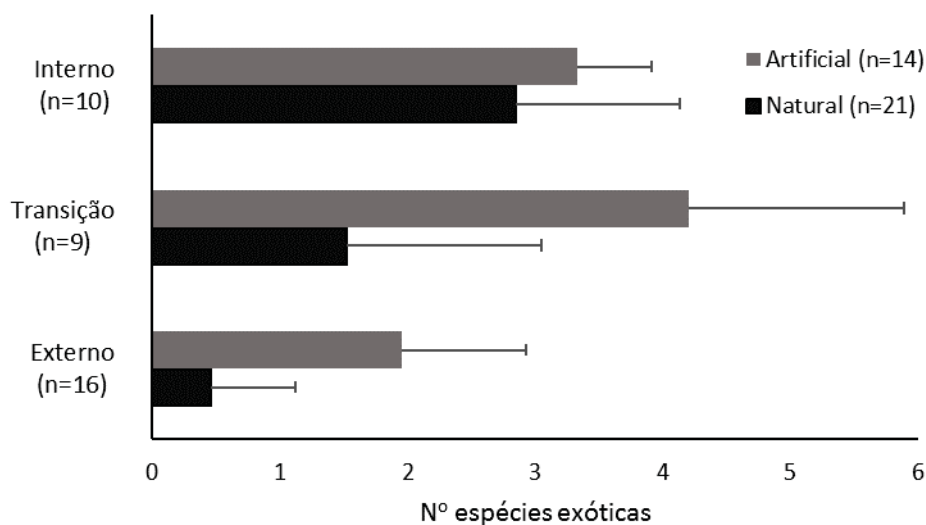


Fig. 5 Média de riqueza de espécies exóticas e desvio padrão nas comunidades associadas a substratos consolidados naturais e artificiais no litoral do Paraná. Amostragens realizadas nos verões 2013/14 e 2014/15 em transecções de 20 m e área total raspada de 0,4 m² por transecção.

Tabela 1 Espécies exóticas bentônicas de substrato consolidado no litoral do Paraná. Coletas realizadas entre julho de 2012 e janeiro de 2015.

Grupo taxonômico	Espécie
Anthozoa	<i>Carijoa riisei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860) <i>Stragulum bicolor</i> Ofwegen & Haddad, 2001
Hydrozoa	<i>Garveia franciscana</i> (Torrey, 1902)
Bryozoa	<i>Catenicella uberrima</i> (Harmer, 1957)
Bivalvia	<i>Myoforceps aristatus</i> (Dillwyn, 1817) <i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)
Cirripedia	<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854) <i>Amphibalanus reticulatus</i> (Utinomi, 1967) <i>Balanus trigonus</i> Darwin, 1854 <i>Megabalanus coccopoma</i> (Darwin, 1854) <i>Striatobalanus amaryllis</i> (Darwin, 1854)
Ophiuroidea	<i>Ophiothela mirabilis</i> Verrill, 1867
Ascidacea	<i>Ascidia sydneyensis</i> Stimpson, 1855 <i>Clavelina oblonga</i> Herdman, 1880 <i>Didemnum perlucidum</i> Monniot F., 1983 <i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)

Tabela 2 Resultado da PERMANOVA pareada considerando as interações entre os diferentes níveis dos fatores Setor e Substrato (matriz de presença das espécies). Coletas realizadas nos verões 2013/14 e 2014/15 no litoral do Paraná.

Nível do fator testado	Grupos	t	p	permutações
Substrato natural	Interno, Transição	1.8	<0.05	317
	Interno, Aberto	2.3	<0.05	417
	Transição, Aberto	1.9	<0.05	261
Substrato artificial	Interno, Transição	1.0	0.790	5
	Interno, Aberto	1.4	<0.05	112
	Transição, Aberto	1.1	0.175	111
Setor interno	Artificial, Natural	1.2	<0.05	58
Setor transição	Artificial, Natural	1.1	0.157	39
	Artificial, Natural	2.2	<0.05	74

Tabela 3 Espécies indicadoras dos diferentes setores e substratos amostrados no litoral do Paraná. Coletas realizadas entre julho de 2012 e janeiro de 2015. Nomes em negrito representam espécies exóticas.

Fator	Espécie	Grupo taxonômico	Indval
Setor interno	<i>Striatobalanus amaryllis</i>	Cirripédia	0.76
	<i>Corydendrium parasiticum</i>	Hidrozoário	0.71
	<i>Stragulum bicolor</i>	Octocoral	0.67
	<i>Ostrea puelchana</i>	Bivalve	0.56
Setor transição	<i>Savignyella lafontii</i>	Briozoário	0.44
	<i>Carijoa riisei</i>	Octocoral	0.42
	<i>Bugula neritina</i>	Briozoário	0.42
	<i>Ophiothela mirabilis</i>	Ofiúro	0.41
Setor externo	<i>Protopalythoa variabilis</i>	Hexacoral	0.55
	<i>Palythoa caribaeorum</i>	Hexacoral	0.54
	<i>Amphiroa beauvoisii</i>	Alga	0.43
Substrato Artificial	<i>Carijoa riisei</i>	Octocoral	0.59
	<i>Licornia sp.</i>	Briozoário	0.48
	<i>Astrangia rathbuni</i>	Hexacoral	0.44
	<i>Obelia sp.</i>	Hidrozoário	0.43
	<i>Catenicella uberrima</i>	Briozoário	0.40
Substrato Natural	<i>Wrangelia argus</i>	Alga	0.52
	<i>Protopalythoa variabilis</i>	Hexacoral	0.50
	<i>Palythoa caribaeorum</i>	Hexacoral	0.49
	<i>Didemnum granulatum</i>	Ascídia	0.40

CAPÍTULO 3

PREDICTING IMPACTS OF LIONFISH (*PTEROIS VOLITANS*) INVASION IN A COASTAL ECOSYSTEM OF SOUTHERN BRAZIL ³

³ Formatado segundo as normas da revista *Biological Invasions*

Predicting impacts of lionfish (*Pterois volitans*) invasion in a coastal ecosystem of southern Brazil

Janaína Bumbeer^{1 5}, Rosana Moreira da Rocha², Hugo Bornatowski³, Maurício de Castro Robert^{4 5}, Cameron Ainsworth⁶

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. Postal code 81531-980 / P.O. Box 19031, Curitiba, PR, Brazil.

² Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Postal code 81531-980 / P.O. Box 19020, Curitiba, PR, Brazil.

³ Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná. Postal code 83255-976 / P.O. Box 61, Pontal do Paraná, PR, Brazil.

⁴ Associação MarBrasil. Av. Beira-Mar s/n. Postal code 83255-976/ P.O. Box 48, Pontal do Paraná, PR, Brazil.

⁵ Faculdade Anchieta de Ensino Superior do Paraná. Postal code 81315-000, Cidade Industrial do Paraná, PR, Brazil.

⁶ University of South Florida, College of Marine Science, 140 7th Avenue South, St. Petersburg, FL 33701, USA

Corresponding author: Janaína Bumbeer, phone +5541 99922-2815, ORCID 0000-0003-4034-5153, e-mail janabumbeer@gmail.com

Abstract

The opportunistic feeder *Pterois volitans* is a voracious invader, causing large impacts in marine food-webs. We have used a Ecopath-with-Ecosim model to hypothesize an invasion by lionfish and to predict the likely impact of this potential generalist mesopredator in a subtropical food-web model. With thirty-three functional groups, the initial Ecopath model was balanced with a low biomass of lionfish (0.07 t/km²). In Ecosim, three scenarios of different vulnerability settings for the linkages between the introduced fish and its prey were tested, representing the default setting, a top-down control, and an extreme top-down control. The scenarios were tested using different assumptions on the ability of the invasive fish to change the proportions of prey consumed according to prey availability. Our model predicted that the hypothesized lionfish invasion would have a strong impact on this subtropical marine food web: i) by reducing prey populations and, consequently, food for native predators, and; ii) by predating on key species, causing direct impacts and possibly cascading trophic effects. Reef fish were the most affected, including some groups ecologically and economically important, like lutjanids and groupers. However, some adaptations in the fishing strategy of fishermen are expected which may affect other fish groups. Stakeholders should be warned of the potential ecological and socio-economic impacts that may arise from a lionfish invasion and various strategies and policy options should be immediately developed and applied 1) to prevent the arrival and establishment of the lionfish, and; 2) to make the ecosystem more resilient to this and other possible exotic species.

Keywords Invasive species, *Pterois volitans*, Food web modelling, Vulnerability settings, Paraná coast

Introduction

Invasive species often are generalists in terms of diet (Ruesink 2005), habitat (Cassey et al. 2004) or environmental tolerances (Higgins and Richardson 2014), which may facilitate their spread and establishment. An emerging global trend is the local extinction of more specialized species as a consequence of the spread of generalists (McKinney and Lockwood 1999; Clavel et al. 2011). Once established, novel generalist consumers may have important effects on the food web structure and shifts in ecosystem function, as a consequence (Mack et al. 2000; Clavel et al. 2011). Therefore, feeding ecology of invasive species may provide important insights about their potential impacts on food web structure (Braga et al. 2012).

One of the greatest emerging threats to the Atlantic and Mediterranean biodiversity is the spread of lionfish (*Pterois volitans*). As generalist mesopredators, lionfish can feed on a variety of prey items available in the invaded area (Morris and Akins 2009; Barbour et al. 2010; Côté and Maljkovic 2010; Jud et al. 2011; Muñoz et al. 2011). The species influence different levels of the trophic chain by including in their diet a variety of invertebrates, small fishes and juveniles of larger species (Morris and Akins 2009; Muñoz et al. 2011, Valdez-Moreno et al. 2012; Côté et al. 2013; review by Hixon 2015). There is a wide range of habitats invaded by lionfish, including natural and artificial reefs, seagrass beds, estuaries and mangroves (reviewed by Hixon et al. 2016). Rapid growth rates of individuals have facilitated the invasion process (Pusack et al. 2016), leading to an exponential increase of population sizes (Green et al. 2012; Albins and Hixon 2013). Regions with high densities of lionfish (Green & Côté 2009; Kulbicki et al. 2012; Dahl & Patterson 2014), indicate important conversion of native prey into lionfish biomass. The invasion is indeed causing the local extinction of native fishes (see Hixon et al. 2016) and could be considered the most impacting marine invasion ever recorded in the Western Atlantic (Albins and Hixon 2013).

The rate of marine non-indigenous species (NIS) translocations and introductions is increasing. As a consequence, evaluation and prediction of the impacts of invasions on natural communities and on commercial fisheries is a pressing need. A trophic network approach integrates several levels of ecological processes, including species interactions,

population dynamics, community structure and ecosystem productivity. One effective method for quantifying food web interactions and ecosystem dynamics is the mass balanced Ecopath with Ecosim (EwE) model (Christensen et al. 2008), which provides an overview of the ecosystem structure and function useful for scientists, the stakeholders and general public (Ainsworth et al. 2008).

EwE models have been used to predict the possible consequences of introduced species, using a variety of methods (Langseth et al. 2012). One possible method is to force mortality to keep the biomass of the invading species low in the pre-invasion condition. Eliminating the mortality forcing effect allowed the invader to increase in biomass. Pine et al. (2007) used this method to simulate the invasion of the flathead catfish (*Pylodictis olivaris*) into a reservoir and Espinosa-Romero et al. (2011) used the same technique to model reintroduction of sea otters (*Enhydra lutris*) across a spatial gradient. Arias-Gonzalez et al. (2011) forced the biomass of lionfish to predict its impact on the food web of a Caribbean coral reef. Lercari and Bergamino (2011) used a non-dynamic Ecopath model to investigate the impacts of two invasive molluscs, *Rapana venosa* and *Corbicula fluminea*, on the food web structure of the Río de la Plata estuary. Other studies have compared static Ecopath models constructed for periods before and after a non-native species became established to evaluate whether food web changes could have been predicted in advance (Daskalov 2002; Darwall et al. 2010).

These studies investigated the potential food-web consequences of introduced species, but they do not provide predictions for the scenario where a NIS has not yet arrived. Such approaches can be useful when trying to understand or test mechanisms and processes relevant to invasion and ecosystem resiliency, and to help in the management of the invasive species. However, for risk-assessment purposes, it is always better to anticipate the effects of a new species introduction. Considering this, Pinnegar et al. (2014) predicted the introduction of the fish *Fistularia commersonni* in the Mediterranean by forcing its biomass to increase over time and assessed food web consequences. They also tested scenarios using different vulnerability settings for the linkages between the predator and their prey. The vulnerability parameter influences density-dependent predation mortality rates and is one of the most important parameters governing Ecosim interactions (Plagányi and Butterworth 2004; Ahrens et al. 2012). The vulnerability concept is founded in foraging arena theory (Walters and Juanes 1993; Walters and Martell 2004), which recognizes that prey behavior (e.g. risk sensitive foraging) can limit vulnerability to predation.

The first and only lionfish in Brazilian waters was reported in 2014 in Rio de Janeiro State (Ferreira et al. 2015), approximately 700 km north from Paraná. Considering the genetic analysis, the authors believe this specimen arrived in Brazil via natural larval dispersal from the Caribbean. Indeed, there has been successful establishment of migrant species from Caribbean in Brazil (Luiz et al. 2013). Another possible pathway is the aquarium trade, which is the cause of the first introductions of lionfish in the northwestern Atlantic (Betancur-R et al. 2011) and one of the major source of aquatic invasions worldwide (Padilla and Willians 2004; Magalhães and Vitule 2013). Current regulations concerning aquarium trade of exotic species in Brazil do not contemplate potential of invasiveness, and lionfish are widely sold (Sampaio et al. 2015). Based on temperature tolerance, the species may occur in the entire Brazilian coast, reaching the coast of Uruguay (35° S, Morris and Whitfield 2009). Moreover, there is a lower functional redundancy of reef fish assemblages in Brazil compared to Caribbean ecosystems due to lower species richness and high endemism (Halpern and Floeter 2008), which suggests that lionfish will have few competitors and could spread even faster in Brazil than in the Caribbean reefs (Luiz et al. 2013, Ferreira et al 2015). All of these indicate that lionfish have great chances to establish in Brazilian waters.

The coastal area of the subtropical state of Paraná is of large ecological and economical importance. Here we can find both extended conservation areas (e.g. the Paranaguá Estuarine Complex - PEC, one of the largest estuaries in the country, and MPA Currais) and areas with high risk of invasion (e.g. Paranaguá Port, the second largest of Brazil's international ports). As in most port areas around the world, PEC it is also an important receiver of NIS propagules (Neves et al. 2007; Cangussu et al. 2010). The propagules have spread to different habitats (Bumbeer and Rocha 2012, 2016). Although there is still no record of lionfish in Paraná, another tropical fish, *Opsanus beta*, was first recorded inside PEC in 2006 (Caires et al. 2007). Its population is already establishing and increasing rapidly (unpublished data), being considered as a potential invasive species in this estuary (Nagata 2013) and elsewhere along the Brazilian coast (Tomás et al. 2012).

An assessment of the possible impact of lionfish introduction on native community and commercial fisheries seems warranted and is timely. In the present study we hypothesized an invasion by lionfish and predicted the likely impact of this potential mesopredator fish in a subtropical food-web model.

Methods

Study area

The southern Brazilian state of Paraná, located in the subtropical region, has a relatively short coast (~100 km long). Its continental shelf has a gentle slope and is between 175 and 190 km wide. It is predominantly covered by sand, mud and clay, except for the few natural hard substrates that border the islands. From north to south, the main coastal islands are Figueira, Mel, Galheta, Currais and Itacolomis. The open inner shelf here is characterized by a well-defined seasonal hydrographic regime. The water column is warm and stratified between November and March. It is vertically mixed the rest of the year due to strong tidal currents and constant winds (Brandini et al. 2007). In spring and summer, salinity varies from 29 to 35, and water temperature varies from 21 to 28°C. In autumn and winter, salinity varies from 32 to 35 and water temperature varies from 20 to 22°C (Brandini et al. 2007). Due to the narrow width of the shelf, the processes of mixture and circulation in the near shore are mainly determined by runoff (Brandini et al. 2007).

Paraná coast also has two large estuaries: The Paranaguá Estuarine Complex (PEC), located at the northern limit of the Paraná coast and one of the largest estuaries in Brazil, with a total surface area of ~615 km², and Guaratuba Bay, located south, with ~57 km² of surface area (Lana et al. 2001). The study area is defined here as the Paraná coast. It includes both estuaries and the inner shelf to the 20 m isobath. The area is 2836 km² (estimated using ArcGis software).

Trophic model

A food web model of Paraná coast was constructed using Ecopath with Ecosim software (EwE, version 6.5) (Christensen and Walters 2004). In the basic equation of the Ecopath model the consumption by a predator (or group) leads to the mortality of its prey (or group) due to predation. This is mathematically described by a system of linear equations (Christensen and Walters 2004):

$$B_i \times PB_i \times EE_i - \sum_j (B_j \times QB_j \times DC_{ji}) - EX_i = 0 \quad (\text{Eq.1})$$

where B_i is the biomass of group i ; PB_i is the Production/Biomass rate of i , which is equal to the total mortality Z (Allen, 1971); EE_i is the Ecotrophic Efficiency of i , which varies from 0 to 1 and represents the fraction of the production of the group that is used within the system or exported from the system; B_j is the biomass of predator j ; QB_j is the food consumption per unit of biomass for predator j ; DC_{ji} is the fraction of i in the diet of j ; and EX_i is the export of i and represents the biomass that is caught through fishing and/or that migrates to other ecosystems. A detailed introduction of the EwE approach and description of main features, data requirements and limitations can be found in the literature (Christensen and Walters 2004; Link 2010; Steenbeek et al. 2016; Heymans et al. 2016).

Functional groups and input data

The definition of the functional groups was based on biological and ecological characteristics of the species such as feeding habit, size, biology, habitat and depth distribution of the main landed species. The model was composed of 33 functional groups, which included one group of detritus, two groups of primary producers (phytoplankton and algae), three groups of invertebrates (zooplankton, benthos and shrimp) and 25 groups of fish (Table 1). We used three multi-stanza groups to provide explicit age structure: Lutjanidae (adult, $W_{inf} = 12360$ g and juvenile, $W_{max} = 1268$ g, with a transition age of 12 months), mackerel (adult, $W_{inf} = 8722$ g, and juvenile, $W_{max} = 611$ g, with a transition age of 12 months) and large reef piscivorous (adult, $W_{inf} = 789$ g and juvenile, $W_{max} = 71$ g, with a transition age of 12 months). Five experts were consulted and a literature search was used to define the species to be included in the model by listing: the most abundant species and species of economic importance (Corrêa 2001; Gomes 2004; Pinheiro 2005; Queiroz 2006; Santos 2006; Hackradt and Félix-Hackradt 2009; Schwarz Junior 2009; Pichler 2010; Cattani et al. 2011; Oliveira 2011; Passos et al. 2012; Bornatowski et al. 2014; Possato 2015). From this list, functional groups were created by including species similar in feeding habits, functions and body size that occur along the coast of Paraná. Some groups were defined by economic value (e.g. shrimps). Some functional groups reported in another model constructed for Southern Brazil (Gasalla and Rossi-Wongtschowski 2004) were not included here because that specific model was developed for the inner shelf deeper than 20 m.

Data used to construct our models came from a variety of sources including direct measurements, values from other shelf and estuarine systems, and assumptions considering a total energy balance (see Supplementary Material). Field data were collected under the project REBIMAR (supported by MarBrasil Association, www.marbrasil.org) from 2012 to 2015. Information about demersal fish and shrimps in the inner shelf was obtained with experimental fishing, while data about reef fish came from visual *census* in the Archipelago of Currais and on artificial reefs deployed in the inner shelf.

Experimental trawl fishing was carried out during four campaigns within a year (2014-2015). For each campaign, four sites were sampled with trawls deployed across eight replicate 8-13 minute tows in a straight line (with the start and end positions marked using a global positioning system). The sites were distributed perpendicularly to the coastline along a depth gradient (1. 25°37'36.96"S, 48°24'1.63"W; 2. 25°38'7.66"S, 48°23'26.40"W; 3. 25°38'51.04"S, 48°22'36.56"W; 4. 25°38'59.97"S, 48°22'26.06"W). The trawls contained two buoys and 3 kg of lead pellets, the mesh size was 2 cm between opposite nodes, and opening length of 8.5 m. Each trawl was fished from an 18HP canoe with speed varying from 1.2 to 2.2 hph. We estimated biomass (in t/km²) using a swept-area method according to the distance and duration of the trawling and gear dimensions.

The visual censuses were carried out with transects of 40 x 2 m in 15 sites of rocky environment to get data on abundance and lengths of fish. The fish lengths were converted to individual body weight by using the allometric growth equation: $W = aL^b$, where W is the wet weight, L is the standard length, and a and b are constants. The constants for each fish species were obtained from empiric observations and in Fishbase (Froese and Pauly 2015; see Supplementary Material). Biomass was estimated as abundance multiplied by individual body weight.

The production/biomass ratio (P/B) was calculated using Pauly's (1980) empirical equation or from the literature (Online Resource). The Consumption/Biomass ratio (Q/B) was estimated using Palomares and Pauly's (1998) empirical equation or found in Fishbase (Froese and Pauly 2015). When obtained from literature, data were selected from similar ecosystems (Supplementary Material).

The diet composition (DC) matrix was constructed with data from the literature (Online Resource). Where possible, we used studies from the same study area or similar areas. Ecotrophic efficiencies were taken as 0.80 for algae and zooplankton groups and 0.90 or 0.95 for all the other groups for which biomass data were not available.

Input data of *P. volitans* was based on literature (Morris and Akins 2009; Côté and Majcovick 2010; Arias-Gonzales et al. 2011; Jud et al. 2011; Albins 2013; Dark and Beal 2013). Diet composition of the lionfish was defined considering the size, behavior and taxonomy of potential prey indicated on literature (see Supplementary Material). P/Q and Q/B values were estimated according to the biological data obtained in FishBase (Froese and Pauly 2015). Ecotrophic efficiencies were taken as 0.95 and EwE calculated the biomass accumulation BA based on the mass-balance assumption.

There is only one fishing fleet in the model, which includes various fishing gears (including gillnets and trawlers). It is responsible for the catch of several functional groups (see Table 2). Harvest information was obtained from official catch statistics for 2007 (IBAMA 2007), an Environmental Impact Study of the Paranaguá port located in the PEC for 2006 (TCP 2010) and a study conducted from 2004 to 2006 (Robert 2008). The discard rates are based on values from 2008 to 2009 (Cattani et al. 2011).

Finally, some adjustments were made to balance the model. The model was considered balanced when estimated EE values were high (~ 0.95) for exploited species and small fish species, and low for unexploited top predators (< 0.5). Values of P/Q are between 0.1 and 0.35 with the exception of some fast growing species that had higher values of net efficiency < 1 (Christensen et al. 2008). The criteria from the Pre-Balance (PREBAL) approach were also used, considering a relationship between biomass, PB and QB with increasing trophic levels (Link 2010; Heymans et al. 2016).

Model analysis

We used Ecopath to calculate a series of indicators and properties of each functional group that are useful for the ecological analysis of the food web. In particular, we used the Omnivory Index (OI, Christensen et al. 2008) to investigate the strategy of feeding for each functional group and for the general system. We also analyzed a series of overall ecosystem attributes such as the Total Primary Production/Total Respiration (TPP/TR), Total System Throughput (TST), Total Primary Production/Total Biomass (TPP/TB), Total Biomass/Total System Throughput (TB/TST), overall Connectance Index (CI), System Omnivory Index (SOI) and Overhead (O). These indicators quantify an overall development status for the ecosystem *sensu* Odum (1969), considering that “mature” ecosystems are more resilient than “immature” ecosystems (for more details see: Angelini et al. 2013).

The Mixed Trophic Impact (MTI) analysis was used to quantify the relative impact of biomass change within a component (impacting group) on each of the other components (impacted groups) in the food web (Ulanowicz and Puccia 1990, based on Leontief 1951). The MTI provides two estimated parameters: the trophic impact component (ε_i) and the relative biomass component (p_i), which are used to estimate keystone species indices. Parameter ε_i represents the overall direct or indirect trophic effect of group i on all the other groups in the food web:

$$\varepsilon_i = \sqrt{\sum_{j \neq i} m_{ij}^2} \quad (\text{Eq. 2})$$

where ε_i is expressed as the sum of the squared values of m_{ij} of group i , paired with each of the other living group j and m_{ij} is the effect of group i on j , which could be positive (if the impacted group's biomass increases) or negative (if it decreases). The m of group i on itself (m_{ii}) is excluded, as well as the m on non-living groups such as detritus (Libralato et al. 2006).

Parameter p_i corresponds to the contribution of group i to the total biomass in the food web:

$$p_i = \frac{B_i}{\sum_{k=1}^n B_k} \quad (\text{Eq. 3})$$

where B_i is the biomass of group i , and B_k the biomass of each one of the n living groups in the food web (Power et al. 1996, Libralato et al. 2006).

A keystone species is defined as a species with low relative biomass but which plays an important role in the food web (Paine 1995). We estimated the two keystone species indices (KS) provided by EwE: KS1 (Libralato et al. 2006) and KS2 (adapted from Power et al. 1996) indices were obtained by combining ε_i and p_i for each group i , such as:

$$\begin{aligned} \text{KS}_{1i} &= \log[\varepsilon_i \times (1 - p_i)] \\ \text{KS}_{2i} &= \log[\varepsilon_i \times (1/p_i)] \end{aligned}$$

Time-dynamic simulations with Ecosim

The temporal-dynamic model of EwE, the Ecosim model (Walters et al. 1997; Christensen and Walters 2004), uses the baseline Ecopath model as the initial conditions.

The system of linear equations based on Eq. 1 is transformed into a system of ordinary differential equation as follows (Walters et al. 1997, 2000) (Equation 4):

$$dB_i / dt = g_i x \sum_j Q_{ij} - \sum_j Q_{ji} + I_i - (MO_i + F_i + e_i) x B_i \quad (\text{Eq. 4})$$

where dB_i/dt is the change in B of group i over time t , g_i is the net growth efficiency, Q_{ji} is the consumption of group j by group i , Q_{ij} is the consumption of group i by group j , M is the number of predator groups, I_i is immigration of group i , MO_i is the non-predation rate of natural mortality of group i , F_i is the fishing mortality of group i , and e_i is the emigration of group i .

The quantification of prey i consumed by predator j (Q_{ji}) is a nonlinear relationship based on the “foraging arena concept” acting on the consumption rates of predators and preys (Walters et al. 2000; Walters and Christensen 2007; Ahrens et al. 2012) (Equation 5):

$$Q_{ij} = \frac{a_{ij} x v_{ij} x B_i x B_j}{2 x v_{ij} x a_{ij} x B_j} \quad (\text{Eq. 5})$$

where a_{ij} is the effective search rate of predator j feeding on prey i , B_i is the biomass of the prey, B_j is the predator biomass, and v_{ij} is the vulnerability of prey i to predator j . The “foraging arena concept” implies that the prey biomass is divided into vulnerable and non-vulnerable components and the transfer rate between these two components is the vulnerability rate (v_{ij}), which determines whether the flow control is top-down ($v_{ij} > 2$) where increase in predator biomass are directly proportional to increases in predation mortality, bottom-up ($v_{ij} < 2$) where increase in predator biomass will not cause substantial increase in predation mortality on its prey, or mixed ($v_{ij} = 2$; the defaults values in EwE).

Simulating the invasion

The initial Ecopath model was balanced with a low biomass of *P. volitans* (0.07 t/km²), in order to represent an insignificant impact of the lionfish on the system. In Ecosim, we tested three scenarios of vulnerability settings (v) for the linkages between the introduced fish and its prey: the default setting ($v = 2$), a top-down control ($v = 10$),

and an extreme top-down control ($v = 50$). We used only the default vulnerability setting between all the other predators and their prey. The higher vulnerability settings will cause growth of the lionfish to be closely tied to prey availability. Since we are working with a present-day model there is no opportunity to train the vulnerability matrix to recreate observational data. For this reason, the absolute response of the model in terms of biomass increases and decreases is not necessarily representative of reality. However, choosing a range of vulnerabilities for the prey of lionfish will test different assumptions on the carrying capacity of the ecosystem, reveal emergent interactions and capture the potential range of possible effects with lionfish invasion.

In addition, considering that successful invasive species have the ability to adapt to different food sources, the scenarios were tested using different assumptions on the ability of the invasive fish to change the proportions of prey consumed according to prey availability. This resource is available by altering the “Switching Power Parameters (SPP)” of the invasive species: $SPP = 0$ (the default setting, in which the predator follows a specialist feeding functional response similar to a type 2 Holling curve) and $SPP = 2$ (in which the predator follows a generalist feeding functional response similar to a type 3 Holling curve) were tested for each of the three vulnerability scenarios.

Results

The food web model of the Paraná coast ecosystem showed high connectivity (Connectance Index = 0.2) and moderate complexity (System Omnivory Index = 0.2). Total Flow (TST) was $8834.1 \text{ t km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, Total Primary Production/Total Respiration (TPP/TR) was 3.4, Total Primary Production/Total Biomass (TPP/TB) was 34.7, Total Biomass/Total Flow (TB/TST) was 0.01. The Overhead value recorded was 62%. In general, all these values suggest that the ecosystem was in a “mature” state and had a high potential for adaptation and resilience.

The components of the model ranged from trophic level (TL) 1 (Phytoplankton) to 4.3 (Sharks) (Table 1). The invasive fish showed $TL = 3.7$, being classified as secondary consumer and generalist with a high omnivory index (0.3).

The lionfish impacted negatively on Large Reef Piscivorous (LgereefPis), Lutjanids (LgereefLut) and Mackerel (Fig. 1). This impact is due to predation on their juvenile stages. On contrary, lionfish was negatively impacted by Intermediate

Carnivorous fish (IntCar), and positively by Small Reef Onivorous fish (SmReefOni), Shrimp and Algae (Fig. 1).

Regarding keystone species, the two indices indicated that large groupers (functional group #9 in Table 2), Large Carnivorous (functional group #25), and Intermediate Carnivorous (functional group #24) could be keystone species (Fig. 2). On the other hand, Benthos (functional group #4) and Phytoplankton (functional group #1) were also considered keystone based on *KSI* (Libralato et al. 2006), and LgeReefLut (functional group #7), IntReefPis (functional group #18) and LgeReefPis (functional group #19) were considered as keystone based on *KS2* (Power et al. 1996, Fig. 2).

Invasion simulation

In the first vulnerability scenario ($v = 2$), the biomass of lionfish increased from 0.07 t/km² to 0.9 t/km² over 20 years of simulation. This resulted in a decrease on the biomass of the juvenile of Large Reef Piscivorous fish (Juv.LgeReefPis, Fig. 3). In the second scenario ($v = 10$), the biomass of lionfish increased 4 t/km², leading to a large decrease on the biomass of large lutjanids (LgeReefLut) and groupers (LgeGroupers), Mackerel and Small Reef Herbivorous fish (SmReefHer, Fig. 3, Table 2). In the third scenario ($v = 50$), the biomass of lionfish reached 9 t/km² after 20 years and led to the extinction of six functional groups (Large Lutjanids, mackerel, Small Reef Herbivorous fish, Intermediate Reef Carnivorous fish, Intermediate and Large Piscivorous fish) and biomass decrease of several other groups (Fig. 3).

In general, groups of medium trophic level were affected mainly by predation, like Small Reef Omnivorous and Herbivorous fish (SmReefOni, SmReefHer), Intermediate Reef Planctivorous and Carnivorous fish (IntReefPla, IntReefCar), juveniles of Lutjanids, Mackerel and Large Reef Piscivorous fish (LgeReefPis) (see Supplementary Material). Groups of high trophic level were affected by competition for resources. For example, lionfish competed with Intermediate Reef Piscivorous fish and Intermediate Carnivorous mainly for small fish: Small Reef Omnivorous and Herbivorous fish, Small Carnivorous and Planctivorous fish (see Supplementary Material). As a consequence, some groups such as Triggerfish, Intermediate Zoobenthivorous fish (IntZoob), Croakers, Sardines and Rays benefited from a reduction in the biomass of their predators. Some groups were minimally affected by the introduction of the invasive fish. For example, the Small Planctivorous fish (SmPla) and Small Carnivorous fish (SmCar) whose populations are

strongly bottom-up controlled, only decreased in biomass under the extreme scenario of $\nu = 50$ (Fig. 3). The lionfish impact in some keystone species cascaded through the trophic chain. For instance, the predation on juveniles of Lutjanids (Juv. LgeLut) reduced the population of Lutjanids and, as a consequence, led to an increase of Triggerfish (Fig. 3). Lionfish preyed on some prey items of Intermediate Carnivorous fish (IntCar), reducing their population due competition and releasing top-down control on their other prey such as Croacker and Sardine (Fig. 3).

The top-down scenarios for the invasive fish population growth simulated here assumed an exponential increase in biomass over the course of the 20-year period, but from a very low starting biomass value (0.07 t/km^2). The invasive fish achieved a high biomass (e.g. $>1 \text{ t/km}^2$) by the end of the first year even under the $\nu = 10$ scenario (Fig. 4). In the first 2 years, the biomass of Lutjanids (LgeReefLut) and Mackerel increased probably due to the competition between Groupers (LgeGroupers) and the invasive fish. However, as the invasive biomass increased, the direct, ‘top-down’ effect of the invasive became apparent (Fig. 4). Biomass of Intermediate Reef Carnivorous fish (IntReefCar) and Intermediate Reef Piscivorous fish (IntReefPis) decreased rapidly in the first two years due to the increase of Lutjanids (LgeReefLut) biomass, and as the predator biomass decreased, the groups stabilized (Fig. 4). Lutjanids (LgeReefLut), Mackerel, and Large Reef Piscivorous fish (LgeReefPis) declined in biomass due to predation by the invasive fish on these groups and their juveniles. Groupers (LgeGroupers) were affected indirectly by a reduction in the biomass of their prey. The unexpected increase of Triggerfish, Intermediate Reef Planctivorous fish (IntReefPla) and Intermediate Reef Herbivorous fish (IntReefHer), which are also prey of the invasive fish, occurred because Lutjanids (LgeReefLut) biomass declined (Fig. 4).

Discussion

Our model predicted that the hypothesized lionfish invasion would have a strong impact on the marine food web in Paraná coast: i) by reducing prey populations with a consequent reduction of food for native predators, and; ii) by predating on key species, causing direct impacts and possibly cascading trophic effects. In one of the scenarios, we predict the local extinction of important fish groups, as has already been observed in the Caribbean Sea (Albins 2015). Our model predictions are consistent with other models including piscivorous invaders in that they may suppress native fish community biomass

in different proportions through both competition and predatory interactions (Pine et al. 2007). The low-prey-vulnerability scenario resulted in a lower impact. This is not likely to be the case if prey species are naïve and cannot recognize the new predator or its predation style (Moyle and Light 1996). In other invaded regions researchers observed that native prey species seemed indeed to be naïve and were easily consumed because they either did not recognize the feeding behaviors of the predator (Morris and Akins 2009; Albins and Lyons 2012), or its cryptic coloration and unusual appearance (Albins and Hixon 2008; Côté and Maljković 2010; Green et al. 2011; Cure et al. 2012). Even the extreme vulnerability scenario ($v = 50$) may be realistic judging from the success of the lionfish invasion in Atlantic ecosystems. Indeed, the biomass reached by the lionfish after 20 years in this scenario (9 t/km^2) is comparable to those observed in the Caribbean ($\sim 10 \text{ t/km}^2$) (Green and Côté 2009; Côté and Maljković 2010).

In the Paraná coast model, reef fish were the most affected by the introduction of the lionfish. The slight increase in some herbivorous and planktivorous fish, including triggerfish, indicate that these groups will benefit from the decline of their main predators. The decrease in predator fish like groupers, lutjanids and the Large Reef Piscivorous (LgereefPis) demonstrate both the effect of direct predation of lionfish leading to a trophic cascade, and the potential competition for resources among these groups (Fig. 3), and has been already documented in the Bahamas (Albins 2013). Albins (2013), however, did not observe any decline in larger size-classes (all individuals 10 to 20 cm total length) probably because that study lasted only 14 mo, which was not enough time for the generation affected to reach maturity. Also, we found that the impacts on large reef fish are much smaller when compared to intermediate and small-sized reef fish.

Pterois volitans is a particularly effective predator on small post-settlement reef fishes, potentially increasing the impact on the community. In an experiment conducted in the Bahamas, the species caused significant reductions in the recruitment of native fishes by an average of 79% (Albins and Hixon 2008). Moreover, the consumption of commercially and ecologically important fish like groupers and lutjanids as juveniles has been documented (see Hixon 2015 for review). Consequently, their presence in mangrove and estuarine habitats poses a threat to important fish families, which use these habitats as nurseries (Barbour et al. 2010). This may exacerbate the effect of lionfish on fish recruitment in Paraná as a large extension of the coast is composed by estuaries lined with mangroves important for the life cycle of commercial species, such as *Litopenaeus schmitti* (Santos et al. 2008), *Micropogonias furnieri* (Robert and Chaves 2001),

Genidens barbus (Corrêa 2001) and *Centropomus parallelus* (Chaves and Nogueira 2013). Although protected by Marine Protected Areas, both PEC and Guaratuba Bay are already impacted by urbanization with the construction of docks, sea walls, and accumulation of submerged debris. The current evidence that lionfish invasion is facilitated by the association with anthropogenically created habitats (Jud et al. 2011) suggests that an estuarine invasion in Paraná may be facilitated by recent human-driven changes in habitat availability.

Some adaptations in fishermen fisheries strategy are expected with the invasion of lionfish. First, the fishing effort may get concentrated in the species with good market value (Chaves and Robert 2003; Andrigueto-Filho et al. 2006; Nogueira et al. 2011) which were less affected by the lionfish invasion, such as shrimps, catfish, croakers, mullets, sardines, rays, weakfish and triggerfish. It is also possible that less valuable species, often rejected, especially in open sea fisheries, become more important, such as the Intermediate Zoobenthivorous fish (IntZoob) *Eucinostomus argenteus*, *Larimus breviceps*, *Paralonchurus brasiliensis* and *Pomadasys corvinaeformis*. Another fish of this group, *Sphoeroides testudineus*, is already targeted by specific fisheries within estuaries (Anacleto et al. 2015) which may be intensified. The populations of the Large Carnivores fish (LgeCa) and Sharks, which will suffer less severe reductions according to the models, should also be affected by the intensified fishing effort. These populations are expected to experience greater fishing pressure as a consequence of the reduced population of *Chaetodipterus faber* (IntreefCar) or *Oligoplites saliens* (IntCar). Finally, another change that may occur in the fisheries of the region is the exploitation of populations that were not previously targeted, at least in an extensive way. These potential populations may include Small Carnivores fish (SmCar), Small Plankivores fish (SmPl) and even the lionfish itself.

As already reported in empirical studies, the predictions of our model demonstrate that predator invaders have a great potential to alter invaded communities, and their impact can cause cascading effects through the entire ecosystem (Moyle and Light 1996). The lionfish occupies one of the highest trophic levels in our simulation, only topped by sharks, groupers and lutjanids. These top predators could also be potential predators upon lionfish. There is some evidence demonstrating that lionfish are being preyed upon by groupers in the Caribbean Sea (Maljkovic et al. 2008; Mumby et al. 2011; Ellis and Faletti 2016). Indeed, the biomass of groupers increased with the introduction of *P. volitans* in an EwE model that included lionfish in the diet of groupers (Arias-Gonzales et al. 2011).

Because there is little information about predation rate on lionfish, and since native piscivorous fish may be naïve about new potential prey, this interaction was not included in the Paraná coast model. Furthermore, groupers, sharks and most piscivorous predators are overfished in Brazilian waters (e.g. Bornatowski et al. 2017; Giglio et al. 2017). Thus, we expect lionfish to encounter few natural predators when spreading along the coast from north to south. In Paraná, groupers and lutjanids still play an important role in terms of their overall impact, despite being widely exploited, since they strongly influence the biomass of different functional groups (Figs. 2, 3).

Manipulating trophic vulnerabilities as we did gave us insight on how large-effect trophic conditions can have on the invasion rate. The vulnerability settings applied in the present study comprised a range of different levels of trophic control. When vulnerability remains at the default setting ($v = 2$), the mortality experienced by prey increases slightly. With higher vulnerabilities ($v = 10$, $v = 50$) the interactions are top-down regulated and the invasive fish biomass increases as a response to the prey consumption. With that in mind, if we just forced the invasive species biomass upwards, the mortality experienced by prey would not increase since it is limited by feeding time (of prey) and not by the biomass of the invasive species. Pinnegar et al. (2014) also tested different vulnerabilities settings, but the invasive species biomass was forced upwards. In this case, the different vulnerabilities did not result in different consequences to prey groups. In contrast, the increase of the invaders was tied to prey availability in our simulations.

A high vulnerability setting would effectively result in a linear relationship between prey availability and consumption by the predator, *i.e.* a Lotka–Volterra type dynamics. However, by switching the search rates, *i.e.* increasing the generalist feeding habits for lionfish, the impact of the invasive species feeding on native species was less pronounced. None of the groups went extinct. Ecologically, it makes more sense because as the population goes down the prey-predator encounter rate also decreases.

The approach we present here represents a theoretical evidence of top-down effects caused by a hypothetical introduction of the lionfish in a subtropical ecosystem. When interpreting the Ecosim simulations, we are aware that they do not consider exogenous factors, including further introductions of other non-native species and changes in the target species and fishing effort during the simulation period. Also, we did not consider the interaction with already established non-native species, such as the frog fish *Opsanus beta* (Nagata 2013), which could lead to a representative trophic effect in the estuarine area. Even so, we feel that the predictions provided by those modelling

techniques of the possible indirect consequences of non-intentional species introductions are strong enough to support managers decisions about where to allocate limited resources, and whether they should expect positive or negative consequences when a new species arrives. In this way, this approach is useful and should be adopted worldwide to predict the effects of other potential invaders, of different life history and trophic levels. Besides, it is important to ensure that the results reach the decision makers for an efficient management. Regarding the present study, stakeholders should be warned of the potential ecological and socio-economic impacts that may arise from a lionfish invasion and different strategies and policy options should be immediately developed and applied 1) to prevent the arrival and establishment of the lionfish, and; 2) to make the ecosystem more resilient to this and other possible exotic species.

Although *P. volitans* has been only detected once in Brazil and seems to not have established yet (Ferreira et al. 2015), we should be prepared for its foreseen invasion. The application of the precautionary principle is essential to protect the interest of future generations and require the adoption of preventive measures to avoid damage to the environment (Canotillo and Leite 2011). Once established, the eradication of lionfish is unlikely. The removal strategies of lionfish adopted in the Caribbean and USA, usually conducted with spear guns during diving activities, are efficient only in reducing the number of individuals in small areas, and require an enormous and continuous effort (Morris and Whitfield 2009; Barbour et al. 2011; Frazer et al. 2012; León et al. 2013). However, due to life traits of the species and connectivity due to dispersion of larvae, the population can quickly recover (Frazer et al. 2012; Johnston and Purkis 2015). The management of lionfish would probably be less efficient in Southern Brazil, where turbid waters and weather conditions may hamper even more the removal activities. We agree with the proposal of Ferreira et al. (2015) concerning the necessity of constant monitoring for the arrival of the lionfish in Brazilian waters coupled with the development of a rapid response protocol toward population control managed by the Government Environment Agencies and better policies towards the commercialization of lionfish by the aquarium industry. Public awareness of the economic and ecological dangers of a deliberate introduction of the lionfish in nature is essential to avoid repeating the errors of the past.

Acknowledgements

We thank André Pereira Cattani, Lilyane Santos and Marcelo Soeth, who helped defining the functional groups of Paraná coast. We thank NGO MarBrasil for the field data

collected under the project Rebimar, financed by Petrobras. We also want to thank the support provided by the Graduate Program in Ecology and Conservation – UFPR, the doctoral scholarship and the grant from CAPES to JB to visit the University of South Florida (10907/14-9), and a research grant from CNPq to RMR (305201/2014-0).

References

- Ahrens RNM, Walters CJ, Christensen V (2012) Foraging arena theory. *Fish Fisher* 13:41–59
- Ainsworth CH, Varkey DA, Pitcher TJ (2008). Ecosystem simulations supporting ecosystem-based fisheries management in the Coral Triangle, Indonesia. *Ecol Model* 214(2):361–374
- Albins MA (2013) Effects of invasive Pacific red lionfish (*Pterois volitans*) versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biol Invasions* 15:29–43
- Albins MA (2015) Invasive Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 522:231–243
- Albins MA, Hixon MA (2008) Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 367:233–238
- Albins MA, Hixon MA (2013) Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environ Biol Fishes* 96:1151–1157
- Albins MA, Lyons PJ (2012) Invasive red lionfish *Pterois volitans* blow directed jets of water at prey fish. *Mar Ecol Prog Ser* 448:1–5
- Allen KR 1971 Relation between production and biomass. *J Fish Res Board Can* 28(10):1573–1581
- Anacleto A, Baptista-Metri C, Gonçalves TP, Calado AM, Rosário ES, Pontes M, Neves PR (2015) Extrativismo do siri com gaiolas no litoral paranaense: Implicações socioeconômicas. *Sodebras* 10: 9–14
- Andriguetto Filho JM, Chaves PT, Santos C, Liberati SA (2006) Diagnóstico da pesca no litoral do Estado do Paraná. In: Isaac VJ, Martins AS, Haimovoci M, Andriguetto Filho JM (orgs.) A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Projeto RECOS: Uso e apropriação dos recursos costeiros. Grupo temático: Modelo gerencial da pesca. Universidade Federal do Pará:Belém, pp 117–140.
- Angelini R, Morais RJ, Catella AC, Resende EK, Libralato S (2013) Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: A new site for fisheries guaranteed by alternated control? *Ecol Model* 253:82–96

- Arias-González JE, González-Gándara C, Cabrera JL, Christensen V (2011) Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Env Res* 111(7):917–925
- Barbour AB, Montgomery ML, Adamson AA, Díaz-Ferguson E, Silliman BR (2010) Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Mar Ecol Prog Ser* 401:291–294
- Barbour AB, Allen MS, Frazer TK, Sherman KD (2011) Evaluating the potential efficacy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) removals. *PloS one* 6(5):e19666
- Betancur-R R, Hines A, Acero A, Orti G, Wilbur AE, Freshwater DW (2011) Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. *J Biogeogr* 38:1281–1293
- Bornatowski H, Navia AF, Braga RR, Abilhoa V, Corrêa MFM (2014) Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in southern Brazil. *ICES J Mar Sci: J Conseil* 71(7):1586–1592
- Bornatowski H, Angelini R, Coll, M. Barreto RR, Amorim A (2017) Ecological role and historical trends of large pelagic predators in a subtropical marine ecosystem of the South Atlantic. *Rev Fish Biol Fisheries* DOI: 10.1007/s11160-017-9492-zBrandini FP, Silva AS, Silva ET, Kolm H (2007) Sources of nutrients and seasonal dynamics of chlorophyll in the inner shelf off Parana State – South Brazil Bight. *J Coast Res* 23:200–226
- Braga RR, Bornatowski H, Vitule JRS (2012) Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Rev Fish Biol Fisheries* 22:915–929
- Bumbeer JA, Rocha RM (2012) Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. *Zoologia* 29(2):126–134
- Bumbeer JA, Rocha RM (2016) Invading the natural substrate: a case study in South Brazil. *Zoologia* 33(1): e20150211
- Caires RA, Pichler HA, Spach HL, Ignácio JM (2007) *Opsanus brasiliensis* Rotundo, Spinelli & Zavalla-Camin, 2005 (Teleostei: Batrachoidiformes: Batrachoididae), a junior synonym of *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880), with notes on its occurrence in the Brazilian coast. *Biota Neotropica* 7(2):135–140
- Cangussu LC, Altvater L, Haddad MA, Cabral AC, Linzmeier H, Rocha RM (2010) Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Braz J Oceanogr* 58(3):219–231
- Canotilho JJG, Leite JRM (2011) *Direito constitucional ambiental Brasileiro*. Saraiva, São Paulo
- Cassey P, Blackburn TM, Sol D, Duncan RP, Lockwood JL (2004) Global patterns of introduction effort and establishment success in birds. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 271(Suppl 6):S405–S408

- Cattani AP, Santos LO, Spach HL, Budel BR, Gondim Guanais JHD (2011) Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Bol Inst Pesca* 37(2):247–260
- Chaves PT, Robert MC (2003) Embarcações, artes e procedimentos da pesca artesanal no litoral sul do estado do Paraná, Brasil. *Atlântica* 25(1):53–59
- Chaves PT, Nogueira AB (2013) Influência da salinidade no desenvolvimento e relação peso-comprimento do robalo-peva. *Bol Inst Pesca* 39(4):423–432
- Christensen V, Walters C, Pauly D, Forrest R (2008) Ecopath with Ecosim version 6. User Guide. Lenfest Ocean Futures Project. University of British Columbia, Vancouver
- Christensen V, Walters CJ (2004). Trade-offs in ecosystem-scale optimization of fisheries management policies. *Bull Mar Sci* 74(3):549–562
- Clavel J, Romain J, Vincent D (2011) Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Front Ecol Environ* 9(4):222–228
- Corrêa MFM (2001) Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (Paraná, Brasil). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Côté IM, Green SJ, Hixon MA (2013) Predatory fish invaders: insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Biol Conserv* 164:50–61
- Côté IM, Maljkovic A (2010) Predation rates of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 404:219–225
- Cure K, Benkwitt CE, Kindinger TL, Pickering EA, Pusack TJ, McIlwain JL, Hixon MA (2012) Comparative behavior of red lionfish *Pterois volitans* on native Pacific versus invaded Atlantic coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 467:181–192
- Dahl KA, Patterson WF (2014) Habitat-specific density and diet of rapidly expanding invasive red lionfish, *Pterois volitans*, populations in the northern Gulf of Mexico. *PLOS ONE* 9:e105852
- Dark E, Beal J (2013) Investigation of Lionfish (*P. volitans/miles*) use of estuarine mangroves in the Indian River Lagoon, Florida, USA. Proceedings of the 66th Gulf and Caribbean Fisheries Institute November 4–8, Corpus Christi, Texas USA
- Darwall WRT, Allison EH, Turner GF, Irvine K (2010) Lake of flies, or lake of fish? A trophic model of Lake Malawi. *Ecol Model* 221:713–727
- Daskalov GM (2002) Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 225:53–63
- Ellis RD, Faletti ME (2016) Native grouper indirectly ameliorates the negative effects of invasive lionfish. *Mar Ecol Prog Ser* 558:267–279

- Espinosa-Romero MJ, Gregr EJ, Walters C, Christensen V, Chan KMA (2011) Representing mediating effects and species reintroductions in Ecopath with Ecosim. *Ecol Modell* 222:1569–1579
- Ferreira CE, Luiz OJ, Floeter SR, Lucena MB, Barbosa MC, Rocha CR, Rocha LA (2015) First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS One* 10(4): e0123002
- Frazer TK, Jacoby CA, Edwards MA, Barry SC, Manfrino CM (2012). Coping with the lionfish invasion: can targeted removals yield beneficial effects? *Rev Fish Sci* 20(4):185–191
- Froese R, Pauly D (2015) FishBase. [http:// www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). Accessed 10 November 2016
- Gasalla MA, Rossi-Wongtschowski CLDB (2004) Contribution of ecosystem analysis to investigating the effects of changes in fishing strategies in the South Brazil Bight coastal ecosystem. *Ecol Model* 172:283–306
- Giglio VJ, Bender MG, Zapelini C, Ferreira CE (2017) The end of the line? Rapid depletion of a large-sized grouper through spearfishing in a subtropical marginal reef. *Perspect Ecol Conserv* 15: 115–118
- Gomes ID (2004) A estrutura da ictiofauna demersal do Paraná, entre os sistemas de Baía de Guaratuba e a foz do Rio Saí-Guaçu. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Green SJ, Côté IM (2009) Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs* 28:107
- Green SJ, Akins JL, Côté IM (2011) Foraging behavior and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 433:159–167
- Green SJ, Akins JL, Maljković A, Côté IM (2012) Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLOS ONE* 7:e32596
- Hackradt CW, Félix-Hackradt FC (2009) Assembléia de peixes associados a ambientes consolidados no litoral do Paraná, Brasil: uma análise qualitativa com notas sobre sua bioecologia. *Pap Avulsos Zool* 49(31):389–403
- Halpern BS, Floeter SR (2008) Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Mar Ecol Prog Ser* 364:147–156
- Heymans JJ, Coll M, Link JS, Mackinson S, Steenbeek J, Walters C, Christensen V (2016) Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecol Model* 331:173–184
- Higgins SI, Richardson DM (2014) Invasive plants have broader physiological niches. *Proc Natl Acad Sci* 111(29):10610–10614

- Hixon MA (2015) Predation: piscivory and the ecology of coral-reef fishes. In: Mora C (ed) Ecology and conservation of fishes on coral reefs. Cambridge University Press: Cambridge, pp 41–52
- Hixon MA, Green SJ, Albins MA, Akins JL, Morris Jr JA (2016) Lionfish: a major marine invasion. *Mar Ecol Prog Series* 558:161–165
- IBAMA, 2007. Estatística da Pesca 2007 – grandes regiões e unidades de federação. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA)
- Johnston MW, Purkis SJ (2015) A coordinated and sustained international strategy is required to turn the tide on the Atlantic lionfish invasion. *Mar Ecol Prog Ser* 533:219–235
- Jud ZR, Layman CA, Lee JA, Arrington DA (2011) Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans/P. miles*. *Aquat Biol* 13:21–26
- Kulbicki M, Beets J, Chabanet P, Cure K and others (2012) Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Mar Ecol Prog Ser* 446:189–205
- Lana PC, Marone E, Lopes RM, Machado EC (2001) The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In *Coastal marine ecosystems of Latin America*, Springer Berlin Heidelberg: Berlin, pp 131–145
- Langseth BJ, Rogers M, Zhang H (2012) Modeling species invasions in Ecopath with Ecosim: an evaluation using Laurentian Great Lakes models. *Ecol Model* 247:251–261
- León R, Vane K, Bertuol P, Chamberland VC, Simal F, Imms E, Vermeij MJ (2013) Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endanger Species Res* 22(2):175–182
- Lercari D, Bergamino L (2011) Impacts of two invasive mollusks, *Rapana venosa* (Gastropoda) and *Corbicula fluminea* (Bivalvia), on the food web structure of the Rio de la Plata estuary and nearshore oceanic ecosystem. *Biol Invasions* 13:2053–2061
- Libralato S, Christensen V, Pauly D (2006) A method for identifying keystone species in food web models. *Ecol Model* 195:153–171
- Link JS (2010) Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: a plea for PREBAL. *EcolModel* 221:1580–1591
- Luiz OJ, Floeter SR, Rocha LA, Ferreira CE (2013) Perspectives for the lionfish invasion in the South Atlantic: Are Brazilian reefs protected by the currents? *Mar Ecol Progr Ser* 485:1–7
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale MW, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl* 10:689–710

- Maljkovic A, Van Leeuwen TE, Cove SN (2008) Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), by native groupers in the Bahamas. *Coral Reefs* 27:501
- Magalhães ALB, Vitule JRS (2013) Aquarium Industry Threatens Biodiversity. *Science* 341:457
- McKinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol Evol* 14(11):450–453
- Morris JA, Akins JL (2009) Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian Archipelago. *Environ Biol Fishes* 86:389–398
- Morris JA, Whitfield PE (2009) Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: an updated integrated assessment. NOAA Technical Memorandum
- Moyle PB, Light T (1996) Biological invasions of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biol Conserv* 78:149–161
- Mumby PJ, Harborne AR, Brumbaugh DR (2011) Grouper as a natural biocontrol of invasive lionfish. *PLOS ONE* 6:e21510
- Muñoz RC, Currin CA, Whitfield PE (2011) Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: insights from stomach contents and stable isotopes. *Mar Ecol Prog Ser* 432:181–193
- Nagata JK (2013) Biologia reprodutiva e alimentar da espécie exótica *Opsanus beta* (Teleostei: Batrachoididae) no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Neves CS, Rocha RM, Pitombo FB, Roper JJ (2007) Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling* 23(5):319–330
- Nogueira AB, Chaves PT, Robert MC, Aguiar KD (2011) Participação da fisiografia local na composição dos atributos e estratégias de pesca no sul do Brasil. *Bol. Inst Pesca* 37(1):13–30
- Odum EP (1969) The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262–270
- Oliveira EC (2011) A influência de fatores ambientais na estrutura da ictiofauna demersal em um estuário subtropical do Brasil: Efeitos em Micro e em Macro-Escala. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Padilla DK, Williams SL (2004) Beyond ballast water: Aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Front Ecol Environ* 2:131–38

- Palomares MLD, Pauly D (1998) Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Mar Fresh Res* 49(5):447–453
- Passos ACD, Contente RF, Araujo CCVD, Daros FALDM, Spach HL, Abilhôa V, Fávoro LF (2012) Fishes of Paranaguá estuarine complex, south west Atlantic. *Biota Neotrop* 12(3):226–238
- Pauly D (1980) On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J Cons Int Explor Mer* 39(3):175–192
- Pichler H (2010) Utilização de planícies de maré pela Ictiofauna em dois setores do estuário de Paranaguá, Sul do Brasil. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Pine III WE, Kwak TJ, Rice JA (2007) Modeling management scenarios and the effects of an introduced apex predator on a coastal riverine fish community. *Trans Am Fish Soc* 136:105–120
- Pinheiro PC (2005) Ictiofauna do arquipélago de currais (Paraná - Brasil): complexidade estrutural dos costões rochosos e análise comparativa com um módulo recifal artificial. PhD Dissertation, Universidade Federal de São Carlos
- Pinnegar JK, Tomczak MT, Link JS (2014) How to determine the likely indirect food-web consequences of a newly introduced non-native species: A worked example. *Ecol Model* 272:379–387
- Plagányi EE, Butterworth DS (2004) A critical look at the potential of Ecopath with Ecosim to assist in practical fisheries management. *Afr J Mar Sci* 26:261–288
- Possatto FE (2015) Variação espaço-temporal da ictiofauna demersal e influências antrópicas em um estuários subtropical. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Power ME, Tilman D, Estes JA et al (1996) Challenges in the quest for keystones. *Bioscience* 46(8):609–620
- Pusack TJ, Benkwitt CE, Cure K, Kindinger TL (2016) Invasive red lionfish (*Pterois volitans*) grow faster in the Atlantic Ocean than in their native Pacific Range. *Environ Biol Fishes* 99:571–579
- Queiroz GMN (2006) Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná. Msc. Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Robert MC, Chaves PTC (2001) Observações sobre o ciclo de vida da corvina *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Teleostei, Sciaenidae), no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Revta Bras Zool* 18(2):421–428

- Robert MC (2008) Variações nos procedimentos de pesca associadas às flutuações sazonais na disponibilidade do recurso ictiofaunístico costeiro na região limítrofe Paraná/Santa Catarina: um estudo de caso na comunidade de Barra do Saí (Itapoá, SC). PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná, Brazil. 236 p.
- Ruesink JL (2005) Global analysis of factors affecting the outcome of freshwater fish introductions. *Conserv Biol* 19(6):1883–1893
- Sampaio FDF, Freire CA, Sampaio TVM, Vitule JRS, Fávaro LFF (2015) The precautionary principle and its approach to risk analysis and quarantine related to the trade of marine ornamental fishes in Brazil. *Mar Policy* 51:163–168
- Santos C (2006) Comunidade de peixes demersais e ciclo reprodutivo de quatro espécies da família Sciaenidae na plataforma interna entre Superagüi e Praia de Leste, PR. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Santos JL, Severino-Rodrigues E, Vaz-dos-Santos AM (2008) Estrutura populacional do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* nas regiões estuarina e marinha da baixada santista, São Paulo, Brasil. *Bol Inst Pesca* 34(3):375–389
- Steenbeek J, Buszowski J, Christensen V, Akoglu E, Aydin K, Ellis N, Felinto D, Guitton J, Lucey S, Kearney K, Mackinson S, Pan M, Platts M, Walters C (2016) Ecopath with Ecosim as a model-building toolbox: source code capabilities, extensions, and variations. *Ecol Model* 319:178–189
- Schwarz Junior R (2009) Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasa do litoral do Paraná. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- TCP (2010) Estudo de Impacto Ambiental, ampliação do cais. Terminal de Contêineres de Paranaguá
- Tomás ARG, Tutui SDS, Fagundes L, Souza MR (2012) *Opsanus beta*: an invasive fish species in the Santos estuary, Brazil. *Bol Inst Pesca* 38(4):349–355
- Ulanowicz RE, Puccia CJ (1990) Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5:7–16
- Valdez-Moreno M, Quintal-Lizama C, Gomez-Lozano R, Garcia-Rivas MC (2012) Monitoring an alien invasion: DNA barcoding and the identification of lionfish and their prey on coral reefs of the Mexican Caribbean. *PLoS One* 7:e36636
- Walters C, Juanes F (1993) Recruitment Limitation as a Consequence of Natural Selection for use of Restricted Feeding Habitats and Predation Risk Taking by Juvenile Fishes. *Can J Fish and Aquat Sci* 50:2058-2070
- Walters C, Martell SJ (2004) Harvest Management for Aquatic Ecosystems. Princeton University Press

Walters C, Christensen V (2007) Adding realism to foraging arena predictions of trophic flow rates in Ecosim ecosystem models: shared foraging arenas and about feeding. *Ecol Model* 209:34–350

Walters C, Christensen V, Pauly D (1997) Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev Fish Biol Fisher* 7:139–172

Walters C, Pauly D, Christensen V, Kitchell JF (2000) Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: Ecosim II. *Ecosystems* 3:70–83

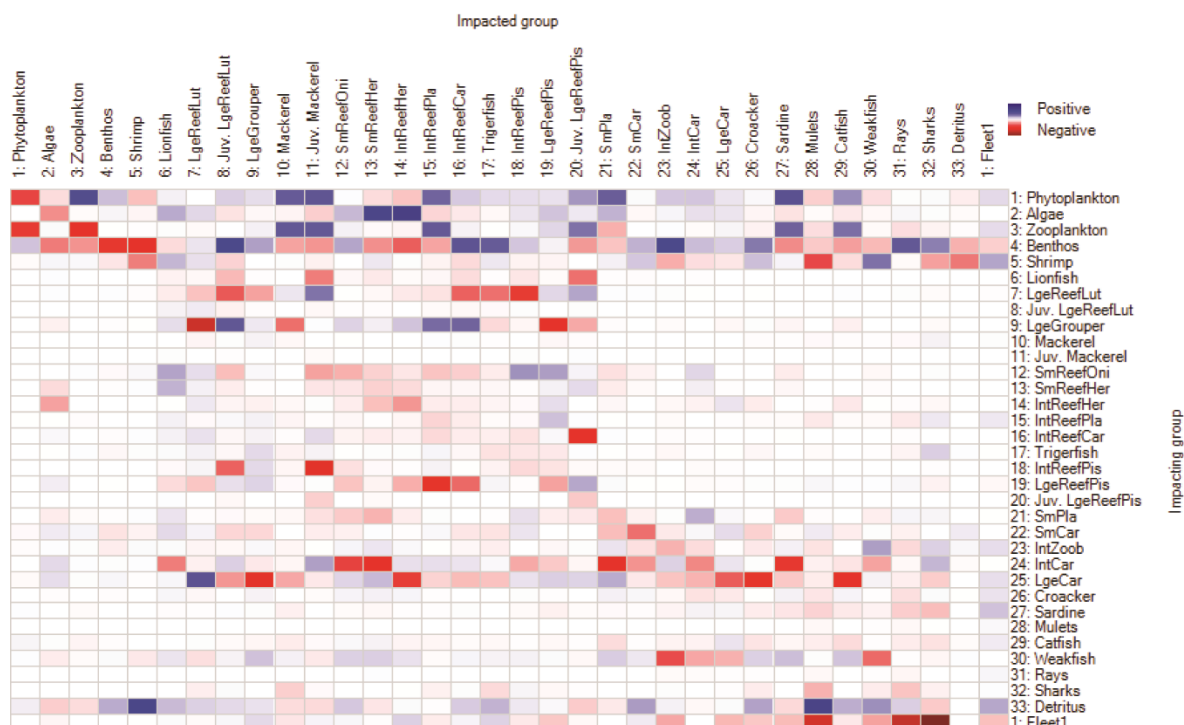


Fig. 1 Direct and indirect impacts that an increase in the biomass of components listed on the right of the figure would have on components positioned above the figure in Paraná coast model.

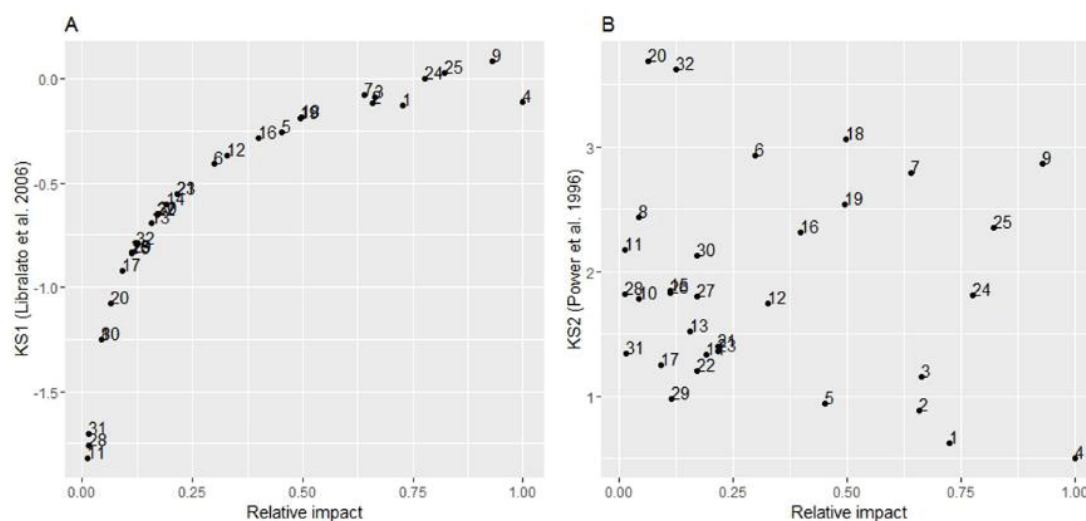


Fig. 2 Keystone index according to the relative total impact of each functional group on the Paraná coast model. KS1 was calculated after Libralato et al. (2006), and KS2 was calculated after Power et al. (1996). Key groups are those with higher KS1 or KS2 values and a high relative overall effect. See Fig. 1 for a description of the species names relative to each number.

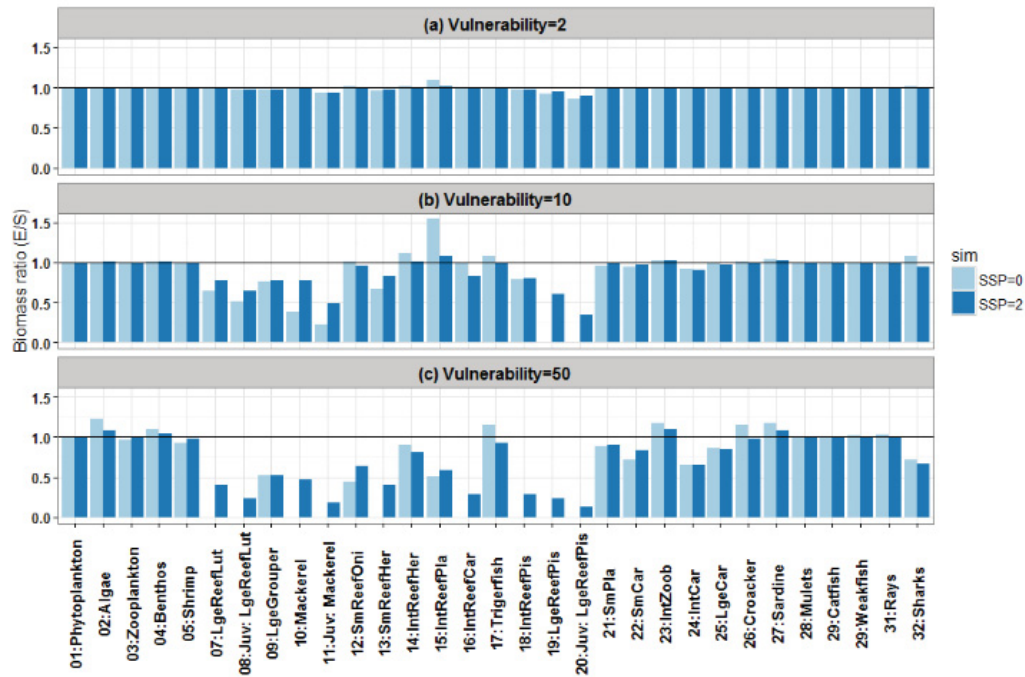


Fig. 3 Outputs from Ecosim model runs with vulnerability settings of 2, 10 and 50. Switching Power Parameters (SSP) of 0 and 2 were tested for each of the three vulnerability scenarios. Values indicate the biomass in year 20 divided by the biomass in year 1, thus columns above the 1-line indicate biomass increase and underneath the 1-line indicate biomass decrease. See Table 1 for a description of the species names that compose each functional group.

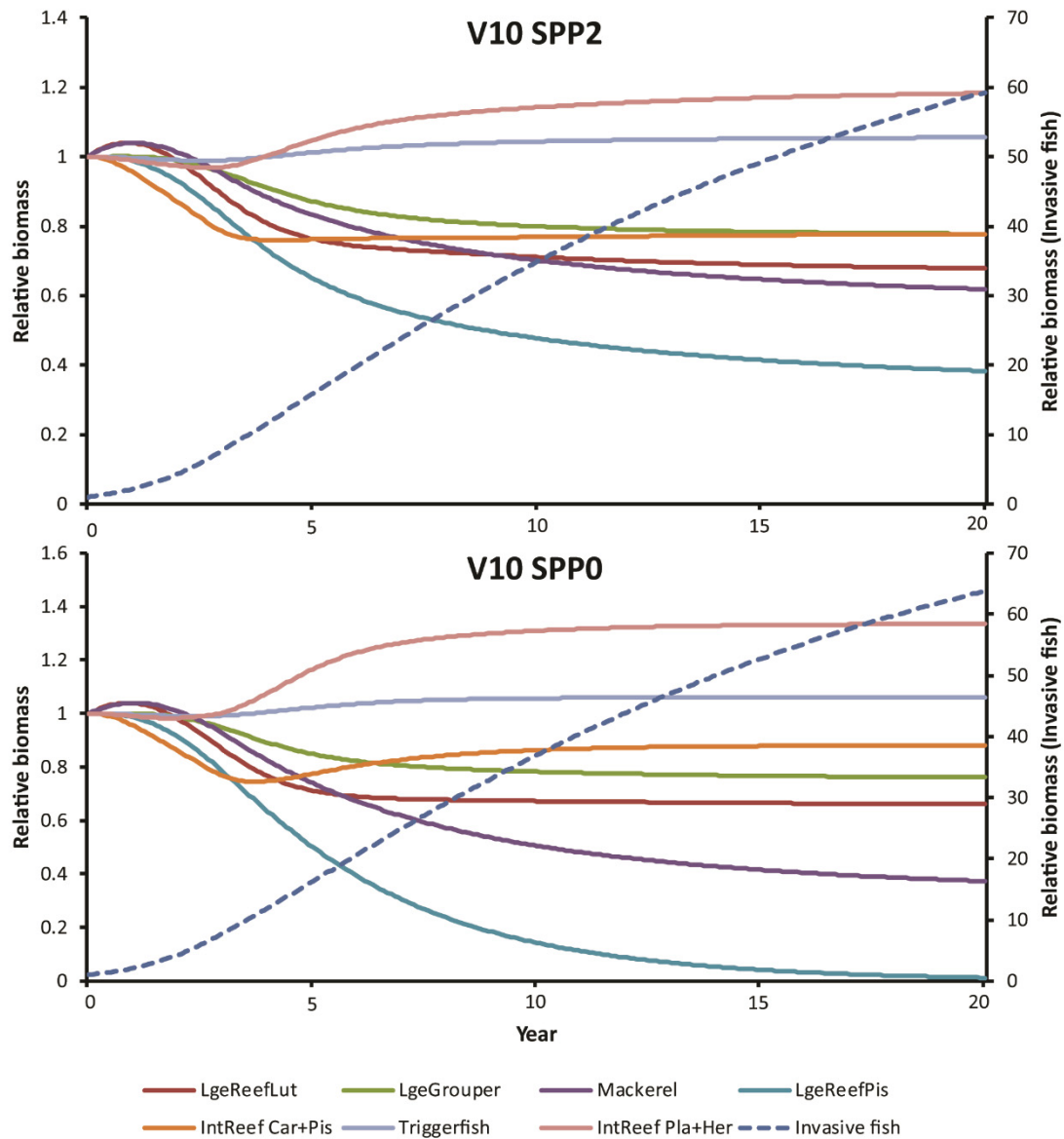


Fig. 4 Simulation responses of the most affected groups to a hypothetical invasion of the generalist fish *Pterois volitans* in south Brazil under a top-down ($v = 10$) scenario over a 20-year period. Switching power parameters of the invasive species $SPP = 0$ and $SPP = 2$ correspond to low and high prey switching scenarios, respectively. See Table 1 for a description of the species names that compose each functional group.

Table 1 Description of the components of the Paraná coast ecosystem model.

Functional Group	Description	Species
Invasive	Invasive carnivorous fish	<i>Pterois volitans</i>
Phytoplankton		
Detritus		
Zooplankton		
Algae		
Benthos		
Shrimps	Shrimps	<i>Farfantepenaeus paulensis</i> , <i>Litopenaeus schmitti</i> , <i>Xiphopenaeus kroyeri</i>
LgreefLut	Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i> , <i>L. cyanopterus</i> , <i>L. jocu</i>
Lggrouper	Large groupers	<i>Epinephelus marginatus</i> , <i>E. itajara</i> , <i>Mycteroperca acutirostris</i> , <i>M. bonaci</i>
Mackerel	Mackerel	<i>Scomberomorus brasiliense</i>
SmreefOni	Small reef onivorous fish	<i>Abudefduf saxatilis</i> , <i>Coryphopterus glaucofraenum</i> , <i>Malacoctenus delalandii</i> , <i>Parablennius marmoratus</i> , <i>Sphoeroides spengleri</i>
SmreefHer	Small reef herbivorous fish	<i>Stegastes fuscus</i>
IntreefHer	Intermediate reef herbivorous fish	<i>Acanthurus chirurgus</i> , <i>Sparisoma frondosus</i>
IntreefPla	Intermediate reef planctivorous fish	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> , <i>Chromis multilineata</i>
IntreefCar	Intermediate reef carnivorous fish	<i>Anisotremus virginicus</i> , <i>Chaetodipterus faber</i> , <i>Haemulon aurolineatum</i> , <i>H. steindachneri</i> , <i>Orthopristis ruber</i> , <i>Pareques acuminatus</i> , <i>Pseudupeneus maculatus</i>
Triggerfish	Triggerfish	<i>Balistes capriscus</i>
IntreefPis	Intermediate reef piscivorous fish	<i>Selene vomer</i>
LgreefPis	Large reef piscivorous fish	<i>Caranx crysos</i>
SmPL	Small planctivorous fish	<i>Anchoa januaria</i> , <i>Cetengraulis edentulus</i>
SmCAR	Small carnivorous fish	<i>Sphoeroides greeleyi</i> , <i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> , <i>Etropus crossotus</i>
IntZoob	Intermediate zoobentivorous fish	<i>Eucinostomu sargenteus</i> , <i>Larimus breviceps</i> , <i>Paralichthys brasiliensis</i> , <i>Pomadourus corvinaeformis</i> , <i>Sphoeroides testudineus</i>
IntCar	Intermediate carnivorous fish	<i>Stellifer brasiliensis</i> , <i>S. rastrifer</i> , <i>Diapterus rhombeus</i> , <i>Oligoplites saliens</i> , <i>Citharichthys spilopterus</i> , <i>Isopisthus parvipinnis</i>

Functional Group	Description	Species
LgeCa	Large carnivorous fish	<i>Centropomus parallelus</i> , <i>Cynoscion jamaicensis</i> , <i>Menticirrhus americanos</i> , <i>M. littoralis</i>
Croacker	Croacker	<i>Micropogonias furnieri</i>
Sardine	Sardine	<i>Sardinella brasiliensis</i>
Mulets	Mulets	<i>Mugil</i> spp.
Catfish	Catfish	<i>Cathorops spixii</i> , <i>Genidens genidens</i>
Weakfish	Weakfish	<i>Macrodon ancylon</i>
Rays	Rays	<i>Rhinobatos percellens</i> , <i>Zapteryx brevirostris</i>
Sharks	Sharks	<i>Carcharhinus obscurus</i> , <i>Galeocerdo cuvier</i> , <i>Sphyrna lewini</i> , <i>S. zygaena</i>

Table 2 Basic input parameters and outputs for the Paraná coast Ecopath model. Values in bold were estimated by Ecopath.

	Groupname	TL ¹	Biomass	P/B	Q/B	EE	OI	Catch	Discards
1	Phytoplankton	1.00	24.17	152.80	0.00	0.31	0.00		
2	Algae	1.00	12.22	6.00	0.00	0.80	0.00		
3	Zooplankton	2.05	6.63	40.00	160.00	0.80	0.05		
4	Benthos	2.49	44.27	4.00	15.00	0.90	0.37	0.039250	0.741697
5	Shrimp	2.04	7.38	6.50	18.00	0.90	0.05	0.300000	
6	Invasive	3.71	0.05	0.83	7.03	0.97	0.30		
7	LgeReefLut	3.87	0.15		5.97	0.78	0.36	0.000633	
8	Juv. LgeReefLut	3.52	0.02		21.66	0.73	0.03		
9	LgeGrouper	4.13	0.18	0.80	4.48	0.39	0.34	0.000877	
10	Mackerel	3.05	0.10		6.32	0.49	0.09	0.017232	
11	Juv. Mackerel	2.89	0.01		18.01	0.58	0.14		
12	SmReefOni	3.04	0.83	3.84	9.40	0.92	0.46		
13	SmReefHer	2.25	0.67	1.85	11.11	0.87	0.30		
14	IntReefHer	2.00	1.27	0.74	13.01	0.69	0.00		
15	IntReefPla	2.99	0.23	2.44	14.81	0.84	0.13	0.073478	0.001113
16	IntReefCar	3.38	0.27	1.04	9.85	0.90	0.13	0.007456	0.000040
17	Trigerfish	3.42	0.73	0.83	7.93	0.34	0.04	0.003697	
18	IntReefPis	3.67	0.06	3.00	11.70	0.90	0.24	0.004429	0.000927
19	LgeReefPis	3.64	0.20		9.47	0.63	0.18	0.018954	
20	Juv. LgeReefPis	3.25	0.00		57.08	0.86	0.10		
21	SmPla	2.28	1.21	3.89	14.68	0.90	0.25	0.004242	0.001290
22	SmCar	3.36	1.53	2.86	17.71	0.90	0.17	0.004252	0.003311
23	IntZoob	3.40	1.33	3.90	12.01	0.31	0.10	0.096886	0.898503
24	IntCar	3.58	1.70	3.06	9.23	0.19	0.23	0.105840	0.156204
25	LgeCar	3.99	0.51	1.84	7.18	0.95	0.41	0.335550	0.007305
26	Croacker	3.53	0.24	1.30	7.51	0.95	0.21	0.101825	0.002225
27	Sardine	2.84	0.38	3.00	11.82	0.90	0.18	0.197791	0.000740
28	Mulets	2.01	0.03	1.00	8.96	0.90	0.01	0.025190	
29	Catfish	2.79	1.70	1.19	11.71	0.22	0.27	0.067470	0.033370
30	Weakfish	3.75	0.18	2.10	6.20	0.74	0.55	0.099760	0.000750
31	Rays	3.39	0.10	0.50	3.50	0.05	0.13	0.002000	0.000070
32	Sharks	4.34	0.00	0.40	4.73	0.70	0.24	0.001000	0.000185
33	Detritus	1.00	10000.00			0.12	0.24		

¹ TL = Trophic level, B = Biomass (t/km²), P/B = Production/Biomass (year⁻¹), Q/B = Consumption/Biomass (year⁻¹), EE = Ecotrophic Efficiency, OI = Omnivory Index, Catch and Discards in t km² (year⁻¹).

CAPÍTULO 4

ANÁLISE DE RISCO DA INVASÃO MARINHA NO BRASIL E DIRETRIZES DE POLÍTICAS PÚBLICAS ⁴

⁴ Formatado segundo as normas da revista *Marine Policy*

Análise de risco da invasão marinha no Brasil e diretrizes de políticas públicas

Janaína Bumbeer^{1,2}, Sílvia R. Ziller³, Joel Creed^{4,5}, Rosana Moreira da Rocha⁶

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. Postal code 81531-980 / P.O. Box 19031, Curitiba, PR, Brazil.

² Associação MarBrasil. Av. Beira-Mar s/n. Postal code 83255-976/ P.O. Box 48, Pontal do Paraná, PR, Brazil.

³ Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Postal code 88.063-513, Florianópolis, SC, Brazil.

⁴ Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Postal code 20550-900, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

⁵ Projeto Coral-Sol, Instituto Brasileiro de Biodiversidade - BrBio, Postal code 20031-203, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

⁶ Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Postal code 81531-980 / P.O. Box 19020, Curitiba, PR, Brazil.

Corresponding author: Janaína Bumbeer, e-mail janabumbeer@gmail.com

Resumo

O objetivo deste trabalho é realizar uma análise de risco de invasão marinha no Brasil por meio da ferramenta CMIST (*Canadian Marine Invasive Screening Tool*), que permite avaliação rápida, com incorporação da incerteza e do princípio da precaução. A partir do ranking das espécies analisadas e na literatura, discute-se e propõe-se diretrizes a serem aplicadas em políticas públicas relacionadas à invasão por espécies exóticas em ambientes marinhos no Brasil. A análise foi aplicada a 71 espécies (7 peixes e 64 invertebrados). A ferramenta parece ser adequada para ser adotada no Brasil, pois permite (1) uma comparação do risco representado por diversas espécies em uma situação em que os recursos precisam ser priorizados, (2) um acesso do risco esperado por uma potencial nova espécie introduzida, e (3) uma melhor representação da realidade, uma vez que espécies classificadas como invasoras irão diferir na magnitude dos impactos entre diferentes áreas. Ferramentas mais complexas e custosas podem ser um empecilho à urgência da demanda de informações. As diretrizes propostas foram divididas em monitoramento, detecção precoce, resposta rápida e controle de espécies introduzidas. Como o foco é maior nas medidas preventivas, também foram propostas diretrizes específicas para os principais vetores marinhos: água de lastro, bioincrustação e aquicultura. O Brasil precisa desenvolver um programa de biossegurança com abordagem integrada, consolidado num quadro legislativo unitário. Enquanto isso, o princípio da precaução deve ser aplicado, e as ações aqui propostas podem ser consideradas para evitar novas introduções e invasões.

Palavras-chave: análise de risco, invasão marinha, manejo, prevenção

1. Introdução

Espécies exóticas invasoras (EEI) são uma crescente ameaça à biodiversidade e causam tanto impactos ecológicos quanto socioeconômicos em todo o mundo. A importância das EEI em nível global foi reconhecida pela Convenção sobre Diversidade Biológica (Convention on Biological Diversity, CBD) (UNEP 2011). No atual Plano Estratégico de Biodiversidade da CDB, a Meta de Aichi 9 cria para os países signatários o compromisso de identificar e priorizar espécies exóticas e vias de introdução e dispersão: “Até 2020, espécies exóticas invasoras e seus vetores terão sido identificados e priorizados, espécies prioritárias terão sido controladas ou erradicadas e medidas de controle de vetores terão sido tomadas para impedir sua introdução e estabelecimento”. O manejo e o controle de espécies invasoras podem ser enormemente custosos, portanto os recursos devem ser aplicados onde há melhor custo-benefício (Kumschick et al. 2012). Como o número de espécies exóticas introduzidas costuma ser elevado, é relevante a distinção entre espécies exóticas e exóticas invasoras para destinar o uso de recursos na aquisição e na análise de informações necessárias à tomada de decisão sobre espécies de alto risco à diversidade biológica (Hulme 2009). Os problemas e oportunidades devem ser classificadas de acordo com a gravidade dos impactos potenciais (Kumschick et al. 2012) e as oportunidades de erradicação.

A Meta de Aichi 9 indica que primeiramente as espécies exóticas devem ser identificadas e então priorizadas para garantir respostas estratégicas e efetivas. Nesse contexto, o primeiro desafio tange à existência e à qualidade de dados. Quando comparada à América do Norte, Austrália, Nova Zelândia e África do Sul, a América do Sul apresenta uma grande lacuna de dados, o que aumenta o desafio de identificar e estimar o número de espécies invasoras, conhecer sua distribuição e potenciais impactos (Pyšek et al. 2008, Nuñez & Pauchard 2010). Um importante avanço para o reconhecimento do problema de bioinvasão no Brasil ocorreu em 2009, com a publicação do Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil (Lopes 2009) e da Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras (Resolução CONABIO nº5/2009). Desde então, não houve um progresso expressivo nessa área (Zenni et al. 2016). Entretanto, em 2013 foi aprovada a resolução que dispõe sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020 (Resolução CONABIO nº 6, de 03 de setembro de 2013), na qual está incluído o compromisso

nacional de implementar, até 2020, a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras, com formulação de uma Política Nacional e de Planos de Ação, Prevenção, Contenção e Controle.

Diferentes abordagens são necessárias ao longo do processo de manejo de invasões biológicas (Richardson et al., 2000). A eficácia e os custos são dependentes da etapa do processo em que as medidas são aplicadas, se antes da introdução de uma espécie (prevenção) ou após a introdução (erradicação, contenção ou controle). A preferência deve ser dada àquelas espécies, vetores e locais que representem maior risco para o meio ambiente e biodiversidade, levando em consideração as oportunidades para evitar esse risco (McGeoch et al. 2016). Portanto, tomadores de decisão, cientistas e gestores devem ser incluídos como partes interessadas envolvidas na definição de prioridades.

A priorização deve ocorrer para cada estágio e entre os estágios da invasão, antes e após a chegada da espécie exótica ao novo local. Portanto, é relevante tanto para os objetivos de prevenção quanto de controle e pode ser embasada em uma gama de ferramentas de apoio à decisão. Uma resposta política eficaz e respostas de manejo adequadas para as múltiplas ameaças de EEI se baseiam na habilidade de avaliar seu potencial de introdução e impacto antes de evidências empíricas conclusivas estarem disponíveis (Turbé et al. 2017).

Ferramentas de suporte para identificar potenciais espécies exóticas invasoras estão sendo cada vez mais usadas para informar o processo de tomada de decisão quanto ao manejo de EEI (David et al. 2012). Nesse sentido, análises de risco aumentam a chance de distribuição efetiva de recursos disponíveis, normalmente limitados, identificando as espécies que representam maiores ameaças e, portanto, devem ser privilegiadas para manejo.

As análises de risco voltadas a ambientes marinhos são normalmente aplicadas a vetores e vias de dispersão, avaliando-se o risco de introdução de diversas espécies ao mesmo tempo, ou aplicadas diretamente a espécies. Um modelo de análise de risco de invasão por água de lastro foi aplicado no Brasil no âmbito do programa Globallast (Leal Neto 2007).

O risco é composto pela probabilidade de ocorrência de um evento adverso e pela consequência ou impacto desse evento (Klinke & Renn 2002). A avaliação da consequência pode ser feita através da avaliação direta de dados empíricos ou avaliação heurística por especialistas seguindo critérios pré-estabelecidos (Campbell 2008). Devido

à natureza preditiva do risco, a incerteza é um componente inerente à sua avaliação. Essa incerteza pode resultar de uma variedade de fatores, incluindo: (1) lacunas de conhecimento; (2) erro de medição sistemático e aleatório; e (3) variabilidade dos dados e da interpretação (Klinke e Renn 2002).

O julgamento por especialistas deve ser utilizado em condições de incerteza (Halpern et al. 2007), preferencialmente combinado com evidências empíricas. No entanto, quando há lacunas de conhecimento, deve ser utilizada a precaução. O princípio da precaução rege que "quando há ameaças de danos sérios ou irreversíveis, a falta de certeza científica não deve ser usada como motivo para adiar medidas econômicas para prevenir a degradação ambiental" (Assembleia Geral das Nações Unidas, 1992).

O manejo focado na espécie é o mais comum e melhor desenvolvido, com o maior número de modelos (Kumschick et al. 2012, 2015, McGeogh et al. 2016). Muitos modelos consideram quais espécies exóticas e características biológicas são associadas às maiores chances de introdução e a impactos negativos para a economia, a sociedade, os ecossistemas, habitats e espécies nativas. Também é comum a elaboração de modelos de distribuição de espécies exóticas incorporando similaridade climática. Estes modelos são aplicados principalmente no manejo pré-fronteiriço, mas também podem ser utilizados em ações após a introdução, elencando espécies exóticas que devem ser priorizadas e fornecendo, assim, informações importantes para medidas de prevenção e biossegurança.

No Brasil não há registro da criação ou aplicação de uma ferramenta de análise de risco de invasão marinha baseada em espécies. Os estudos existentes consistem em mapas de distribuição potencial de algumas espécies, como por exemplo, para o peixe-leão *Pterois volitans* (Evangelista et al. 2016) e para o coral-sol *Tubastrea* spp. (Carlos-Junior et al. 2015). Entretanto, esses estudos são pontuais e não permitem uma comparação com as demais espécies exóticas para uma política de priorização.

Diferentes ferramentas e protocolos disponíveis para análise de risco focada em espécies vêm sendo alterados e aprimorados constantemente (ver McGeoch et al. 2016 e Nentwig et al. 2016 para revisão). Entretanto, há uma falta de consistência e consenso entre as abordagens (Davidson et al. 2017). Ao considerar tantas possibilidades, os tomadores de decisão devem utilizar o protocolo de análise de risco que mais se adequa ao seu objetivo e condição, desde que apliquem o princípio da precaução (Turbé et al. 2017). Considerando que a indisponibilidade de dados científicos representa um dos maiores desafios para a análise de espécies marinhas no Brasil, é adequada a aplicação de análise de risco, combinando várias fontes de informação (empírica e não-empírica) e o

princípio da precaução (Dahlstrom et al. 2012). Além disso, dado o crescente número e impacto de introduções recentes, os gestores se beneficiarão de ferramentas que permitam uma avaliação rápida do risco apresentado por uma espécie em uma determinada região.

A Ferramenta de Invasão Marinha Canadense - CMIST (do inglês *Canadian Marine Invasive Screening Tool*) foi recentemente desenvolvida com o intuito de ser mais simples e rápida do que as normalmente utilizadas, mas com resultados similares (Drolet et al. 2016). Ela se fundamenta em uma série de perguntas relacionadas aos diferentes passos do processo de bioinvasão, resultando em um *ranking* das espécies exóticas analisadas, ou seja, um gradiente de risco de invasão. A ferramenta também quantifica o grau de incerteza das respostas e computa os limites de confiança da pontuação final. A incerteza é relacionada tanto à qualidade da informação disponível quanto à interpretação de cada especialista (Drolet et al. 2016). Essa técnica ajusta a influência da resposta de um indivíduo baseada no nível de certeza, ou seja, repostas com maior nível de incerteza recebem um peso menor do que as respostas de maior confiabilidade.

A adoção de análises de risco de invasão marinha no Brasil é necessária para embasar políticas públicas (isto é, gerar listas de espécies para regulamentação) e priorizar a intervenção (ou seja, concentrar os recursos nas espécies de maior risco quando é preciso fazer uma escolha). O objetivo deste trabalho é realizar análises de risco de invasão marinha no Brasil por meio da ferramenta CMIST, que permite uma avaliação rápida e incorpora um grau de incerteza e o princípio da precaução. A partir do ranking das espécies analisadas e de estudos de caso em outros países, discute-se e propõe-se diretrizes de gestão de espécies invasoras a serem aplicadas em políticas públicas relacionadas à invasão por espécies exóticas em ambientes marinhos no Brasil.

2. Métodos

As análises de risco para organismos marinhos exóticos foram realizadas utilizando a ferramenta CMIST (Drolet et al. 2016). Esta ferramenta é baseada em questões relacionadas ao processo de invasão biológica de determinada espécie. Ela foca nas diferentes etapas do processo de invasão distinguindo dois componentes: probabilidade de invasão e impacto da invasão. Para tanto, a CMIST contém 17 perguntas sobre o *status* atual de uma espécie, a taxa de introdução, a probabilidade de sobrevivência, o estabelecimento e a dispersão na área de avaliação e os impactos ecológicos potenciais na área de avaliação e registrados em outros lugares. A resposta

para cada pergunta (risco “baixo”, “moderado” ou “alto”) é convertida em uma pontuação numérica de 1, 2 e 3, respectivamente. Para cada pergunta, o assessor deve indicar o grau de incerteza da resposta, se “baixa”, “moderada” ou “alta”, que também é convertida em pontuação numérica de 3, 2 e 1, respectivamente. Como resultado é gerada uma pontuação que representa o risco de invasão da espécie, e um intervalo de confiança que incorpora a incerteza desta pontuação. Um exemplo da aplicação da análise de risco pode ser visto no material suplementar.

A priori, a análise foi elaborada para invertebrados marinhos, mas, dado que as perguntas são genéricas, pode ser aplicada a outros tipos de organismos (Drolet et al. 2016). No presente trabalho, as análises foram aplicadas a espécies de invertebrados, excluindo-se organismos planctônicos, e peixes. As espécies foram selecionadas para análise a partir do inventário nacional de espécies exóticas invasoras (Lopes 2009) com adição de outras espécies posteriormente reportadas para a costa do Atlântico Sul ou indicadas por especialistas.

As análises foram respondidas de forma empírica por especialistas em cada espécie/grupo de espécies com conhecimento de fontes de dados sobre a abundância, dispersão, impactos e vetores dos táxons. Os especialistas foram escolhidos por indicações e busca na plataforma *Currículo Lattes* de acordo com o conhecimento sobre as espécies e publicações na área de conhecimento dos grupos de espécies, de preferência com trabalhos sobre invasão biológica em ambientes marinhos. Os pesquisadores foram contatados por e-mail e convidados a responder as planilhas de análise de risco das espécies de sua área de conhecimento. Detalhes sobre os objetivos da pesquisa e funcionamento da ferramenta foram explicados. As respostas não foram documentadas com referências bibliográficas publicadas a fim de agilizar o tempo de análise e porque muitas das informações necessárias não estão disponíveis na literatura científica, sendo de conhecimento de especialistas. Para cada resposta o especialista indicou o grau de certeza correspondente.

Com base na literatura e nos resultados das análises de risco foram elencadas diretrizes para a prevenção e o controle de espécies exóticas marinhas no Brasil. Essas diretrizes foram discutidas considerando-se estudos de caso de outros países e o atual cenário de normas e legislação brasileira quanto à invasão biológica em ambientes marinhos.

3. Resultados

Um total de 18 especialistas foram contatados. Destes, 16 responderam as análises de risco. Setenta e uma espécies foram selecionadas, sendo sete peixes e 64 invertebrados. Destas, seis espécies de invertebrados ainda não foram registradas no Brasil: o gastrópode *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), o poliqueta *Ficopomatus enigmaticus* Southern 1921, o caranguejo *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758) e os bivalves *Mytilopsis leucopheata* (Conrad, 1831), *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 e *Potamocorbula amurensis* (Schrenck, 1861). O peixe-leão *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), foi registrado apenas uma vez em vida livre na costa sudeste do Brasil, porém é comercializado em lojas de aquarofilia.

A espécie de peixe com risco mais alto de invasão foi *P. volitans*, seguida de *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880) e *Butis koilomatodon* (Bleeker, 1849) (Figura 1). As espécies de peixe com menores variações de pontuação também foram aquelas com menores valores de risco de invasão. A variação dos limites de confiança é menor para aquelas espécies mais conhecidas, ou seja, há menos incerteza nas respostas. Este é o caso do peixe *Acanthurus monroviae* Steindachner, 1876, do siri *Scila serrata* (Forskål, 1775) e da ascídia *Phalusia nigra* Savigny, 1816. Quando não há informação disponível para responder determinada pergunta, ou quando há dúvida do especialista, a variação dos limites de confiança é maior, como no caso do camarão *Metapenaeus monoceros* (Fabricius, 1798) e do poliqueta *Ficopomatus enigmaticus* (Figura 2).

Os grupos de invertebrados com mais espécies avaliadas foram poliquetas (10 espécies), ascídias (8), caranguejos (8), briozoários (7), bivalves (6), cracas (6) e corais (5). Entre as espécies de invertebrados analisadas, o camarão *Penaeus monodon* Fabricius, 1798 foi identificado como a espécie de risco mais alto de invasão, seguido do siri *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) e do bivalve *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (Figura 2), todos três reconhecidos como invasores no país (Base de Dados I3N Brasil Instituto Hórus, 2017). As espécies analisadas com risco mais baixo de invasão são os siris *Liocarcinus navigator* (Herbst, 1794) e *Scylla serrata* e o caranguejo *Taliepus dentatus* (H. Milne Edwards, 1834). Considerando-se as vinte espécies com maior pontuação, os grupos de invertebrados mais representativos são os briozoários, com quatro espécies, e os corais e cirripédios, com três espécies em cada grupo. Já entre as vinte espécies com menor risco de invasão, os grupos mais representativos são os poliquetas (7 espécies), caranguejos (4) e ascídias (3).

Dentro de cada grupo de invertebrados, em geral, há bastante variação na pontuação, com espécies de baixo a alto risco de invasão. Ainda assim é possível observar algumas tendências. Apesar de representarem o maior número de espécies exóticas, os poliquetas foram pontuados com os menores valores de risco, com apenas três espécies com valores acima de três. As duas únicas espécies exóticas de poríferas também obtiveram uma pontuação baixa. Dentre as espécies de ascídias, apenas uma está entre os organismos que obtiveram os maiores valores. Todos os bivalves, corais e hidrozoários receberam pontuações acima de 3, ou seja, não ficaram entre as espécies com menores valores.

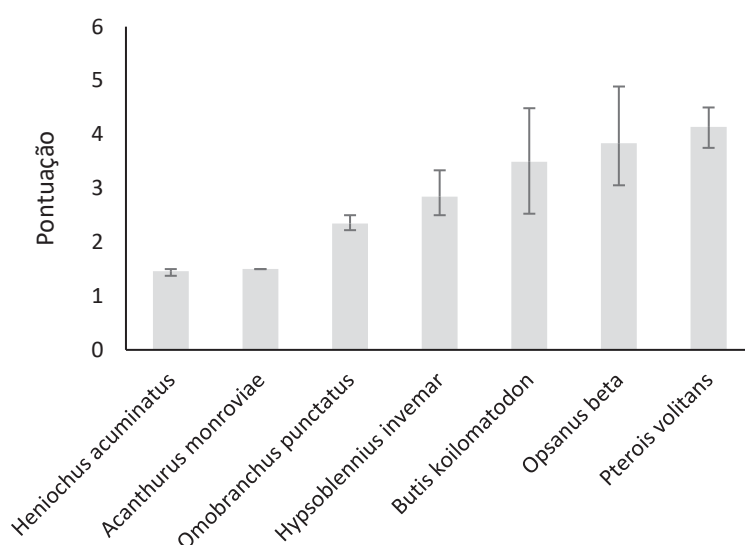


Figura 1. Classificação de risco de invasão de espécies de peixes exóticos marinhos no Brasil. As barras de erro indicam intervalos de confiança de 95%

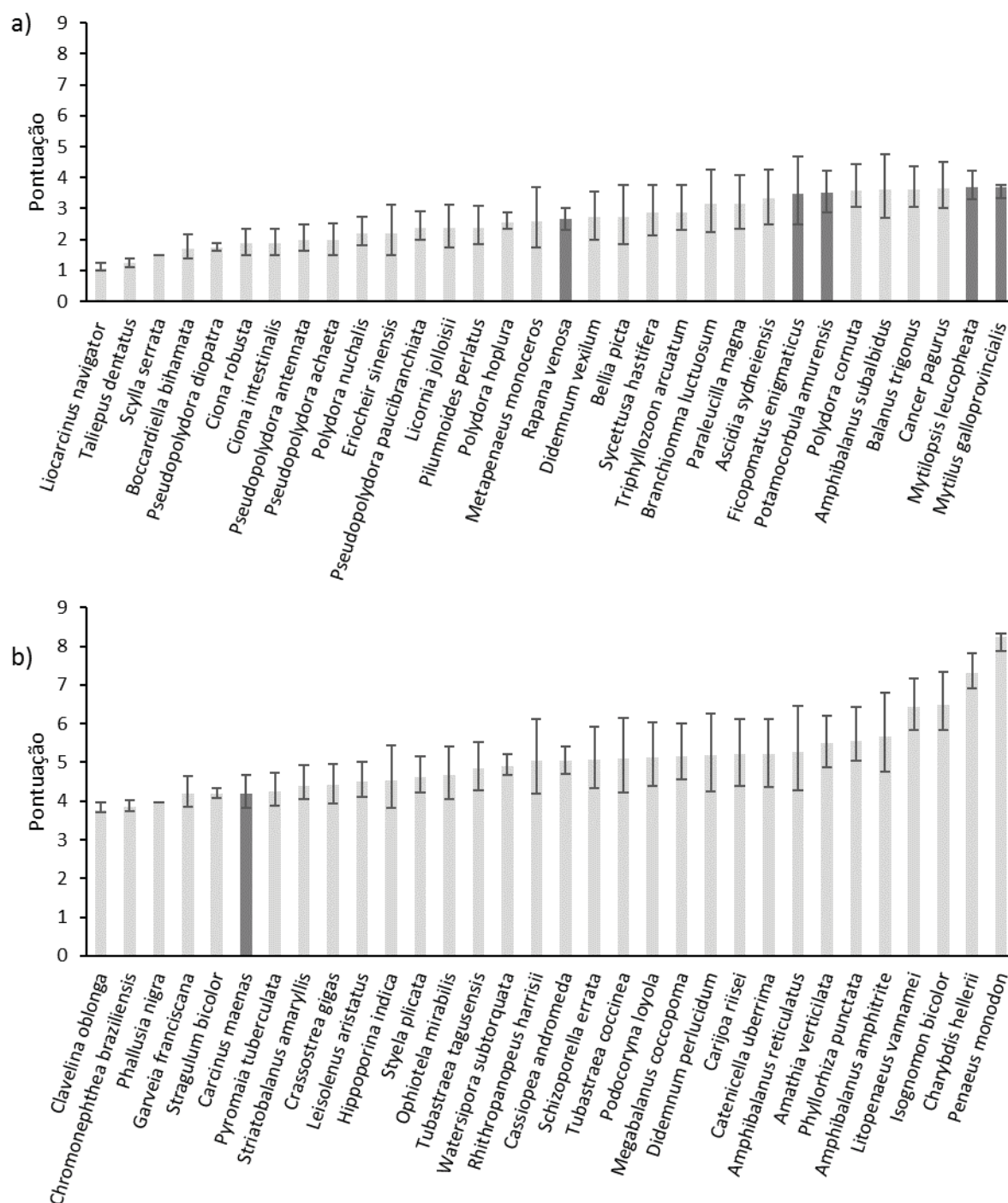


Figura 2. Classificação de risco de invasão de espécies de invertebrados exóticos marinhos no Brasil. As barras de erro indicam intervalos de confiança de 95%. As espécies destacadas com barras em cor mais escura não têm registro no Brasil.

4. Discussão

De nosso conhecimento, estas são as primeiras análises de risco de invasão baseada em espécies aplicada ao ambiente marinho do Brasil. Existem no país análises de risco disponíveis para plantas, vertebrados terrestres e peixes de água doce (Instituto

Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, <http://www.institutohorus.org.br/>), ecossistemas para os quais há mais estudos e informações disponíveis do que o marinho. Os esquemas de pontuação sugeridos pela ferramenta CMIST fornecem uma maneira relativamente rápida e precisa de selecionar e classificar as espécies em menor tempo, pois se fundamentam no conhecimento de especialistas e dispensam o registro de referências. No caso de análises de risco de espécies de interesse comercial, sobre as quais tende a haver pressão para permissão de uso e polêmica quanto à imposição de restrições, a documentação de referências é importante para reduzir a subjetividade e possível tendenciosidade das análises.

Algumas das análises de risco mais utilizadas e conceituadas são derivadas da análise de risco (WRA – Weed Risk Assessment) para plantas terrestres na Austrália e Nova Zelândia (Pheloung et al. 1999). Esse modelo foi adaptado para peixes de água doce (FISK - Fish Invasiveness Screening Kit) que, por sua vez, foi utilizado para invertebrados de água doce (FI-ISK), invertebrados marinhos (MI-ISK), peixes marinhos (MFISK) que foram, por fim, compilados em uma ferramenta única para espécies aquáticas (AS-ISK) (Copp et al. 2005, 2009, 2016). A análise CMIST foi testada e comparada à ferramenta MI-ISK utilizando 60 espécies de invertebrados marinhos exóticos no Canadá (Drollet et al. 2016). Mesmo sendo uma ferramenta menos complexa, a performance entre CMIST e MI-ISK foi similar, com pontuações bem correlacionadas (Drollet et al. 2016).

Por ser mais simples, a ferramenta CMIST adota questões genéricas que poderiam ser consideradas mais difíceis de responder ou sujeitas à maior subjetividade do que questões sobre características específicas da história de vida das espécies. A linguagem e o formato das questões podem influenciar a confiança dos resultados por especialistas, que tendem a ser mais relutantes com questões abrangentes (Ibabe & Sporer 2004). Entretanto, um estudo que testou e comparou quatro ferramentas de análise de risco com diferentes linguagens e formatos revelou que todas geraram resultados consistentes (Turbé et al. 2017). Os autores sugerem que uma abordagem mais robusta consistiria em utilizar protocolos mais simples, associados à contabilização do grau de incerteza, assim como feito pela ferramenta utilizada no presente estudo. De qualquer forma, sempre que possível, as avaliações de análises de risco devem consolidar discussões e acordos entre especialistas, com uma avaliação crítica dos mecanismos envolvidos nos impactos de espécies invasoras e adotando o princípio da precaução (Turbé et al. 2017).

Estudos que testam e calibram ferramentas de análise de risco normalmente utilizam resultados indicadores de risco baixo, médio ou alto de invasão. Uma vez que a espécie é categorizada, esta categoria é considerada um valor verdadeiro do impacto potencial. Entretanto, apesar de recente progresso nessa área de pesquisa, ainda é difícil quantificar impactos de espécies exóticas, principalmente para espécies menos estudadas. Ainda, uma espécie pode causar impactos distintos em condições ambientais distintas (Robinson et al. 2017). Ao invés de categorias, a análise de risco aqui aplicada gerou uma classificação de risco de invasão das espécies, com pontuações variando de 0 a 9, do menor para o maior risco. Como mencionado, este não é um valor absoluto que indique que uma dada espécie tenha alto ou baixo risco de invasão, mas sim um valor comparado que indica maior ou menor risco para o ambiente sob avaliação. Além disso, devido à variação dos limites de confiança, o risco real da espécie pode ser maior ou menor do que a média ponderada. Por essa razão, as espécies com valores de risco mais baixos não devem ser ignoradas na política de gestão e prevenção de espécies invasoras caso sejam aquelas para as quais há maior grau de incerteza por falta de informação. Como o resultado é comparativo, também se recomenda que espécies de grupos taxonômicos muito distintos, como invertebrados marinhos e peixes, sejam analisados separadamente, e a classificação resultante considerada dentro do contexto de cada grupo.

Devido ao viés comparativo da ferramenta de análise de risco empregada neste estudo, o mais importante não é o valor da pontuação, mas sim a classificação da espécie frente às demais. Por exemplo, o peixe-leão *Pterois volitans* é uma das espécies invasoras marinhas de maior impacto ecológico na história (Albins & Hixon 2013) e recebeu um valor de classificação 4.13 (Figura 1), muito inferior ao valor teórico máximo de 9. Mesmo assim, ao ser comparada com as demais espécies de peixes avaliadas, *P. volitans* é a espécie de risco mais alto entre as espécies analisadas, principalmente devido ao potencial de estabelecimento e impactos. Os valores mais baixos na análise desta espécie provêm das perguntas sobre a fase de introdução da espécie, pois a mesma não está estabelecida no país. O mesmo ocorre para as demais espécies que ainda não foram registradas no Brasil, como o caranguejo *Carcinus maenas* e os bivalves *Mytilopsis leucopheata* e *Potamocorbula amurensis*. Mesmo não sendo classificadas entre as espécies com risco mais alto de invasão, são conhecidas por causar fortes impactos ambientais em outros lugares do mundo e, portanto, deve ser aplicado o princípio da precaução e medidas de prevenção devem ser tomadas (Ojaveer et al. 2015).

Outro ponto importante a destacar é que essa ferramenta é mais adequada para a introdução involuntária de espécies, que predomina no ambiente marinho sobre a introdução voluntária (Drolet et al. 2016). Para espécies com interesse de introdução intencional, o risco de invasão pode ser ainda maior e deve ser avaliado mais detalhadamente com ferramentas quantitativas. Este é o caso para espécies visadas comercialmente, tanto para aquicultura, como o bivalve *Mytilus galloprovincialis*, quanto para aquarofilia, como o peixe-leão *Pterois volitans*. O histórico de invasão e a pressão de propágulos são os parâmetros mais consistentes de indicação de risco de invasão já definidos (Pheloung et al. 1999). O interesse pela criação de uma espécie, seja por motivos estéticos, alimentares ou outros, aumenta o risco de invasão porque amplia sua disseminação e as oportunidades de escape e invasão (Lockwood et al. 2005). Assim como no caso de introduções voluntárias de espécies, uma análise quantitativa mais robusta pode ser aplicada em espécies que representam algum tipo de conflito de interesse ou possam gerar debate sobre a necessidade de manejo.

É esperado que espécies com maiores impactos registrados sejam mais estudadas e, assim, haja maior grau de certeza nas respostas e potenciais impactos dessas espécies do que daquelas menos estudadas e com menos impactos já observados (Drolet et al. 2016). Entretanto, mesmo para espécies bastante conhecidas e estudadas, houve um grande intervalo de confiança. Isso é devido, principalmente, à falta de algumas informações sobre a presença e distribuição das espécies no Brasil. O peixe-leão é uma das espécies invasoras mais estudadas do mundo e, ainda que baixa, houve incerteza nas respostas (Figura 1). Já a pontuação da segunda espécie de peixe com maior risco de invasão, o peixe-sapo *Opsanus beta*, teve grande variação no intervalo de confiança. Isso significa que, considerando esse intervalo, o nível de risco do peixe-sapopode ser maior do que o do peixe-leão. A espécie já é detectada no litoral desde 2005 (Caires et al. 2007), porém mais estudos sobre a distribuição e o potencial de impacto são necessários.

O levantamento de espécies exóticas para análise resultou em uma lista com predominância de poliquetas e ascídias que, com exceção do poliqueta *Ficopomatus enigmaticus*, já ocorrem no Brasil. Entretanto, esses dois grupos foram os que tiveram as menores pontuações entre os invertebrados (Fig. 2). O grupo das ascídias é conhecido por contemplar muitas espécies exóticas, já que são facilmente transportadas por diferentes vetores, tais como incrustação de embarcações e cultivos de maricultura. A mesma análise de risco, quando aplicada no Canadá, pontuou as ascídias com os maiores valores de risco de invasão (Drolet et al. 2016). Isso mostra como o risco de invasão depende do contexto

e da escala de estudo. Caso a análise seja aplicada em uma região estuarina onde há cultivo de maricultura, e não em toda a costa, o valor do risco de invasão por ascídias provavelmente seria mais elevado. Já os invertebrados com maiores pontuações estão melhor distribuídos entre os diferentes grupos.

Considerando que o melhor protocolo de análise de risco é aquele que mais se adequa aos objetivos e condições da área de interesse, a ferramenta CMIST parece ser uma ferramenta adequada para uso no Brasil quando se busca: (1) uma comparação direta do risco representado por diversas espécies, como em situações de necessidade de priorizar recursos para manejo; (2) uma análise do risco esperado por uma nova espécie introduzida, em relação às experiências em outras áreas previamente invadidas; e (3) uma melhor representação da realidade, uma vez que espécies classificadas como invasoras irão, invariavelmente, diferir na magnitude dos impactos entre diferentes áreas (Drollet et al. 2016). Especificamente no caso do Brasil, e provavelmente de outros países que passam pelos mesmos desafios na pesquisa e na gestão de espécies exóticas invasoras, ferramentas mais complexas e custosas podem ser um empecilho à urgência da demanda de informações para tomada de decisão. Já em países como Austrália e Nova Zelândia, os primeiros a propor análises de risco, o cenário é diferente, pois já possuem legislação robusta e programas de biossegurança com investimento financeiro garantido pelo governo (Hewitt et al. 2004, Piola & McDonald 2012). Análises de risco regionais também devem ser executadas, uma vez que o risco de invasão de determinada espécie tende a variar ao longo do amplo litoral brasileiro. Drollet et al. (2016) aplicaram a análise de risco a três diferentes regiões do Canadá, obtendo classificações distintas entre as espécies, apesar de não discrepantes entre si.

Análises de risco são dinâmicas e devem ser atualizadas quando novos dados ou informações estão disponíveis sobre as espécies. O acesso a informações suficientes e precisas sobre EEI melhora a eficácia das análises de risco e suas indicações para a gestão ambiental (Lucy et al. 2016). Outra recomendação é que, na falta de dados documentais, haja discussão da pontuação obtida entre especialistas a fim de calibrar possíveis diferenças de interpretação, ou que uma mesma espécie seja analisada por mais de um especialista para melhor fundamentar e amparar as respostas. Quanto mais imparciais as análises, maior sua credibilidade, o que é de alta relevância especialmente quando se trata de espécies de interesse econômico.

Avaliações de risco mais robustas são inerentemente dependentes de dados de alta qualidade (por exemplo, variáveis ambientais que descrevem habitats adequados) de

todas as regiões doadoras. Portanto, além da necessidade de ampliar o investimento e os esforços na pesquisa sobre EEI no Brasil, também é preciso integrar as informações a ações globais. A Parceria Global de Informação sobre Espécies Exóticas Invasoras (GIASIP – Global Invasive Alien Species Information Partnership) é uma iniciativa vinculada à Convenção sobre Diversidade Biológica, portanto envolvendo o Brasil como signatário da Convenção, com um portal de integração de informações (<http://giasippartnership.myspecies.info/en>). O Grupo Especialista em Espécies Invasoras (www.issg.org), vinculado à UICN (União Internacional para a Conservação da Natureza) é atuante desde 1994, formado por uma rede global de especialistas em questões científicas e políticas. Outro exemplo é a proposta de criação da Associação Internacional de Conhecimento Aberto sobre Espécies Invasoras (*INVASIVESNET - International Association for Open Knowledge on Invasive Species*), uma iniciativa da comunidade científica em promover a integração de informações através do desenvolvimento de uma rede global sobre espécies exóticas invasoras (Lucy et al. 2016).

5. Diretrizes

Propomos a seguir algumas diretrizes para a gestão da invasão biológica marinha no Brasil. Elas estão organizadas de acordo com as etapas do processo de invasão e divididas em monitoramento, detecção precoce, resposta rápida e erradicação e controle de espécies exóticas invasoras. O foco é maior nas medidas preventivas, sendo também propostas diretrizes específicas para os principais vetores de dispersão no ambiente marinho. As diretrizes se fundamentam na literatura e em exemplos de outros países, mas têm foco nas características do Brasil e nas espécies trabalhadas nas análises de risco apresentadas neste trabalho. Vale ressaltar que a definição de prioridades deve considerar espécies, vetores e locais de mais alta suscetibilidade e fragilidade à invasão biológica assim como, em alguns casos, as melhores oportunidades para prevenir potenciais impactos (McGeoch et al. 2016).

5.1. Monitoramento

Em função da extensa costa do Brasil e da dificuldade de realizar monitoramento no meio aquático, o mesmo deve ser focado em vetores de introdução e dispersão de espécies exóticas, locais e espécies de maior risco. Nesse trabalho produziu-se uma lista que pode embasar a priorização do manejo de EEI marinhas. Sem dúvida, há variações

dentro do país, uma vez que o risco de introdução e o impacto das espécies pode ser distinto de acordo com condições locais, tais como estrutura da comunidade nativa, regime de circulação da água e outros fatores abióticos (Robinson et al. 2017). Por exemplo, o mexilhão do mediterrâneo *Mytilus galloprovincialis* é mais adaptado a ambientes temperados, apesar de sobreviver em temperaturas mais altas, portanto o risco de invasão tende a ser maior na região sul do Brasil. Ainda, o risco de invasão do poliqueta *Ficopomatus enigmaticus* é maior em estuários e locais com água salobra, ambiente onde se desenvolve melhor (GISD 2017). Além da análise de risco das espécies é necessária uma estrutura que categorize os vetores, comparando dados entre regiões e países para facilitar abordagens regulatórias (Essl et al. 2015). Os principais vetores de espécies exóticas invasoras marinhas serão abordados em diretrizes específicas.

O risco de entrada e estabelecimento de espécies invasoras é distribuído desigualmente no ambiente (Yemshanov et al. 2013). No ambiente marinho, a combinação de dados da movimentação de navios cargueiros e condições ambientais e biogeográficas dos portos tem permitido a identificação de rotas e locais de alto risco de invasão (Keller et al. 2010, Seebens et al. 2013, 2016). Ações de manejo podem ser potencializadas ao relacionar o foco em locais específicos com o manejo de espécies, vetores e rotas de dispersão. Como exemplo, os programas de monitoramento para detecção precoce podem ser realizados nos locais mais suscetíveis e sensíveis à bioinvasão.

Os locais mais suscetíveis ao estabelecimento de espécies exóticas são aqueles mais expostos a propágulos e com condições que favorecem sua sobrevivência, tais como portos, estuários e demais áreas com elevadas atividades antrópicas. Já os locais mais sensíveis são aqueles onde a invasão terá o maior impacto ambiental, econômico ou social, tais como áreas protegidas, áreas de transição ambiental e ilhas. Tanto os locais suscetíveis quanto sensíveis podem ser priorizados para aplicação de medidas de prevenção. Além disso, alguns locais podem ser tanto suscetíveis quanto sensíveis, como ilhas ou áreas protegidas localizadas em áreas com grande movimentação de embarcações (McGeoch et al. 2016).

Controle de água de lastro

A circulação de navios é o principal vetor de introdução de espécies exóticas no mundo, que são transportadas tanto incrustadas em cascos de navios quanto em água de

lastro (Ruiz et al. 1997, Seebens et al. 2013). Devido sua importância, há um órgão das Nações Unidas que trata da segurança e do desempenho ambiental da navegação internacional, a Organização Marítima Internacional (IMO – International Maritime Organization). Ela tem trabalhado com os Estados membros para ajudar a controlar a propagação de espécies exóticas em água de lastro e bioincrustação de cascos de embarcações. Em 2000, a IMO lançou a iniciativa de "Remoção de Obstáculos à Implementação Efetiva do Controle de Água de Lastro e Medidas de Gestão nos Países em Desenvolvimento", amplamente referido como o "Global Ballast Water Management Program", o que levou à "Convenção de Controle e Gestão da Água de Lastro e sedimentos dos Navios" (IMO 2004). Em setembro de 2017, pouco mais de uma década desde a sua elaboração, esta Convenção finalmente entrará em vigor. O Brasil é um dos países signatários da convenção e deve adotar as medidas sugeridas para proteger a diversidade biológica e os recursos pesqueiros. O maior desafio está na fiscalização para o cumprimento das normas.

A água de lastro transporta, principalmente, organismos em estágio larval ou ovos, o que dificulta o manejo baseado em espécies. Todas as espécies analisadas no presente estudo podem ser transportadas por água de lastro em alguma fase da vida. Entretanto, informações sobre as características e tolerâncias das espécies com potencial de serem transportadas são importantes para aprimorar as técnicas de manejo. Por exemplo, o tratamento por privação de oxigênio é uma das medidas utilizadas em tanques de lastro para matar os organismos presentes na água, porém pode não ser suficiente para eliminar o molusco asiático *Potamocorbula amurensis*, que pode sobreviver por longos períodos em hipóxia (GISD 2017). A espécie foi introduzida por água de lastro na Baía de São Francisco, EUA, onde é considerada um dos maiores distúrbios ambientais (GISD 2017).

Controle de bioincrustação

Apesar da exigência do uso de sistemas anti-incrustação por embarcações, tais como tintas adequadas, ainda ocorre a bioincrustação nos cascos conforme a manutenção, características do casco e espécies incrustantes. Portanto, em 2011 a IMO lançou um guia para o controle e manejo de bioincrustação em embarcações para minimizar a transferência de espécies aquáticas (IMO 2011). Os países signatários devem seguir as orientações desse guia e desenvolver seu próprio plano de prevenção de bioincrustação. Em resumo, para manter as embarcações "tão livres de bioincrustação quanto possível",

são necessárias inspeções subaquáticas periódicas, limpeza dos cascos e manutenção. Vale ressaltar que a limpeza do casco também pode trazer alguns riscos ao ambiente, devido tanto à liberação das toxinas presentes nas tintas anti-incrustantes quanto à facilitação da dispersão de propágulos de algumas espécies exóticas. Existem diferentes métodos de retirada e contenção de espécies, incluindo raspagem, tratamento com água doce, tratamento a diferentes temperaturas, produtos químicos e outros. Portanto, cada país deve realizar uma análise de risco de bioincrustação para determinar os melhores métodos e locais de limpeza e verificar o risco ambiental.

Talvez o melhor exemplo de adoção das orientações da IMO seja a Nova Zelândia, que elaborou seu próprio programa de manejo de risco de bioincrustação (Craft Risk Management Standard-CRMS). O programa regulamenta o monitoramento de todos os cascos de navios que chegam ao país (Georgiades & Kluza 2017). As informações contidas nesse programa são derivadas de dados empíricos e análises de risco específicas para bioincrustação, com orientações sobre monitoramento e remoção de organismos específicas para cada espécie. No Brasil, embora não haja informações tão específicas, seria possível começar um programa de prevenção e monitoramento com base em dados de outros países para espécies ou grupos de espécies análogos. À medida que é executado, dados mais precisos gerados a partir da prática permitirão a gradativa melhora do sistema. Estamos longe de ter uma regulamentação legal adequada, e a política pública específica caminha a passos lentos. Mesmo assim, como medida preventiva, deveria ser proibida a limpeza de cascos em locais suscetíveis e sensíveis à bioinvasão, tais como áreas estuarinas, áreas próximas de substratos consolidados que facilitem a fixação de novas espécies, ilhas, manguezais e outras áreas de águas rasas. O material resultante da raspagem precisa ser coletado e descartado em local apropriado, evitando a contaminação da água por toxinas e por espécies exóticas. Por fim, também se recomenda o monitoramento e a retirada, com descarte apropriado, de espécies com alto risco de invasão.

Além dos navios, a grande quantidade de embarcações de pesca e recreação circulando dentro e entre estados auxiliam na dispersão secundária de organismos (Kauano et al. 2017). A IMO também adotou um guia para minimizar a transferência de espécies exóticas aquáticas por meio da bioincrustação em embarcações de recreação (IMO 2012). Em linhas gerais, as instruções são similares às adotadas pelos grandes navios, com adaptações do monitoramento, limpeza e manutenção de cascos e equipamentos de navegação, tais como âncoras, cordas, correntes e redes.

Plataformas petrolíferas são vetores que se tornaram importantes no litoral do Brasil e do mundo. As plataformas são transportadas para o local onde serão utilizadas e por vezes retornam ao local de fabricação para manutenção e ajustes ou são relocadas para outras áreas. Mesmo que as empresas assegurem a limpeza de plataformas antes de sua locomoção, não há garantias de que nenhum indivíduo seja transportado. Além disso, dentro do mesmo país, as plataformas podem agir como dispersores secundários, assim como pequenas embarcações. O risco de transporte de espécies potencialmente invasoras por plataformas ficou evidente com o caso de invasão de regiões do litoral brasileiro pelo coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*). O coral-sol é uma das espécies exóticas mais impactantes do Brasil, introduzido pela movimentação de plataformas de petróleo sem limpeza adequada da bioincrustação, um dos principais vetores de dispersão do coral no mundo (Creed et al. 2017).

Antes de serem transportadas para outros locais da costa ou devolvidas ao estaleiro, as plataformas devem ser submetidas à limpeza de organismos incrustantes. As orientações de limpeza podem ser as mesmas adotadas para navios. Ainda, um monitoramento contínuo deve ser realizado nas plataformas quando estacionadas em algum local, uma vez que podem agir como *stepping-stones* para a dispersão de espécies exóticas (Atchison 2005).

Cascos de embarcações são um vetor importante para as espécies analisadas neste trabalho. Entre as 20 espécies com maior pontuação, 18 podem ser transportadas por esse vetor. As exceções referem-se apenas a duas espécies de camarão. Todas as espécies exóticas devem ser incluídas nas ações de monitoramento das embarcações. Ações de manejo devem priorizar aquelas que ainda não estão estabelecidas e representam maior risco de invasão (Figura 2). Como já dito, a lista de prioridades pode variar conforme a localização geográfica dentro do país. Mesmo não sendo incluídas na análise, espécies de algas muito impactantes em outras regiões também devem ser incluídas, tais como as algas *Undaria pinnafitida* e *Kappaphycus alvarezzi*, nativas do Oceano Pacífico.

Controle de aquicultura

Aquariofilia

Várias espécies ornamentais comercializadas são deliberadamente ou acidentalmente introduzidas de aquários na natureza. Algumas eventualmente se tornaram invasoras (Padilla & Williams 2004, Morris et al. 2009, Walters 2009, Churcholl

2013, Patoka et al. 2014). Tendências entre aquaristas estimulam o interesse em novos grupos taxonômicos e geram novas oportunidades para a importação e a liberação de organismos aquáticos exóticos (Duggan et al. 2006, Chucholl 2013).

A aquariofilia é um potencial vetor de soltura de espécies exóticas em função da falta de informação sobre legislação, cuidados básicos para evitar impactos ambientais e soluções para situações adversas tanto de clientes que mantêm aquários marinhos como de vendedores, que deveriam ser responsáveis pelo repasse de informações. Ainda, a legislação brasileira não aplica o princípio da precaução como deveria, pois apresenta fraquezas que criam um grande risco (ver Sampaio et al. 2016 para uma revisão). Por exemplo, a Instrução Normativa – IN 18/2008, que estabelece os procedimentos para a importação de animais aquáticos para comercialização e ornamentação, informa em seu artigo quarto que a importação deve ser precedida de análise de risco e autorizada pelos órgãos competentes. Entretanto, o peixe-leão ainda está presente na lista de espécies permitidas para importação e é comercializado sem restrições no país.

A atividade deve ser regulamentada no sentido de que todos os agentes envolvidos (vendedores e clientes) sejam obrigatoriamente esclarecidos sobre a problemática de espécies exóticas invasoras, haja garantia de confinamento das espécies em situações de contenção, proibição de disposição de espécies exóticas na natureza e programas de retorno de indivíduos de espécies exóticas aos comerciantes quando da desistência de manutenção pelos proprietários. Além disso, deve ser criada uma lista de espécies sujeitas à proibição de importação e manutenção devido ao risco alto de invasão (Chuchol 2013). Nenhum benefício econômico advindo da atividade comercial seria rentável o suficiente para compensar os custos de controle e remoção, sem contar os serviços ecossistêmicos afetados e o potencial de extinção de espécies nativas.

Por se tratar de um meio de introdução intencional, o ideal é aplicar uma Análise de Risco de Importação (IRA) com base em dados robustos e quantitativos (Sampaio et al. 2016). Toda espécie deve ser submetida a tal avaliação antes de ser autorizada para introdução ou mesmo comercializada. Entretanto, seguindo o princípio da precaução e o histórico de invasão em outros locais, algumas espécies já podem ser incluídas numa lista de espécies proibidas até mesmo antes da aplicação de análise de risco. A lista de espécies que devem ser proibidas no Brasil, e ter a guarda de quem já detém exemplares regulamentada, deve prioritariamente incluir espécies do gênero *Pterois* (peixe-leão), *Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis* (coral-sol), *Eriocheir sinensis* (caranguejo-chinês) e *Carijoa riisei* (coral floco-de-neve).

Produção alimentar

Os diferentes tipos de cultivo de organismos aquáticos podem ser considerados tanto um vetor de dispersão quanto um ambiente receptor que favorece o estabelecimento de espécies exóticas. Assim como no caso da aquariofilia, deve ser proibida a comercialização de espécimes vivos das espécies que apresentam risco alto de invasão. Por se tratar de introdução voluntária, devem ser realizadas análises de risco específicas, uma vez que o transporte da espécie é intencionalmente facilitado. Enquanto não houver regulamentação específica, espécies conhecidas por causar impactos fora de sua área de distribuição natural devem ser proibidas com base no princípio da precaução. O camarão-branco-do-pacífico *Litopenaeus vannameii*, por exemplo, é a espécie mais cultivada em carcinocultura no Brasil, com muitos registros de introdução em ambientes naturais (Lopes, 2009). Essa espécie e o camarão-tigre-gigante *Penaeus monodon*, cultivado no Brasil nos anos 1970, receberam uma das mais altas pontuações de risco de invasão. Outras espécies que também deveriam entrar na lista de espécies proibidas são o mexilhão-do-mediterrâneo *Mytilus galloprovincialis*, a ostra-do-pacífico *Crassostrea gigas* e a alga japonesa *Undaria pinnatifida*, que não entrou na presente análise, mas é reconhecida por impactos em outros países.

Além disso, a eliminação de espécies exóticas associadas a organismos de cultivo trazidos de outro local (introdução involuntária) deve ser fiscalizada e assegurada por meio de procedimentos tais como quarentena das sementes (no caso de bivalves) e retirada de organismos acompanhantes. Fazendas de aquicultura são importantes receptores de espécies exóticas, portanto o monitoramento e a limpeza regulares dos cultivos devem ser exigidos de aquicultores. O mexilhão *Rapana venosa*, por exemplo, recebeu pontuação mais baixa na presente análise, mas é uma espécie conhecida pelo impacto a cultivos de ostras e mexilhões (GISD 2017) e a aquicultura é o principal vetor de introdução. Uma atenção especial também deve ser dada ao transporte acidental do caranguejo-verde *Carcinus maenas*, do mexilhão-do-mediterrâneo *Mytilus galloprovincialis* e da alga *Codium fragile* devido ao seu histórico de invasão em outros locais. O grupo das ascídias, como as espécies *Ciona intestinalis* e *Styela plicata*, comumente se beneficia da condição de cultivo.

5.2. Programa de detecção precoce e resposta rápida

A detecção precoce seguida de resposta rápida são componentes vitais no manejo de espécies exóticas (Genovesi & Shine 2004, Genovesi et al. 2010). Isso é particularmente desafiador no ambiente marinho, onde a ampla maioria das introduções é involuntária. Mas se uma espécie é encontrada ainda em uma área contida, há chances de que seja erradicada. Isso prova a grande importância de se conhecer a comunidade biológica natural, de haver listas de espécies à disposição e realizar monitoramento periódico. Os levantamentos podem ser realizados por redes ou organizações ambientais e de pesquisa, bem como por indivíduos que podem detectar invasões biológicas em suas atividades rotineiras, como mergulhadores, pesquisadores, pescadores, maricultores, etc. Residentes locais comumente conhecem bem o seu meio e podem gerar alertas sobre quaisquer mudanças ou novos avistamentos. Deste modo, é necessário um levantamento de base para identificação das espécies presentes e sua distribuição, seguida de monitoramento contínuo para detectar a possível introdução de espécies exóticas.

É primordial a formação de uma rede de apoio para a identificação, a detecção e o monitoramento contínuo de locais de maior suscetibilidade e sensibilidade à invasão, assim como uma instituição receptora da informação que deve desencadear ações concretas de contenção ou controle. Wotton & Hewitt (2004) identificaram três principais componentes para um sistema de resposta rápida efetivo: 1) protocolos e planos para guiar ações; 2) ferramentas com as quais implementar as ações; e 3) capacitação técnica e recursos para executar as ações de resposta.

A rede deve facilitar a detecção de espécies exóticas assim que introduzidas. O sistema pode considerar com cuidado especial as espécies com maior risco de invasão elencadas pela análise de risco, porém deve também identificar rapidamente outras espécies não esperadas e encaminhar decisões para o programa de resposta rápida. A circulação da informação através de um sistema de detecção precoce formal, tais como alertas ou notificações, tem sido identificada como um fator essencial nesse processo (Genovesi et al. 2010). Os alertas de espécies também devem ser comunicados internacionalmente para disponibilizar informação para análises de risco e programas de gestão de outros países. Alguns fatores devem ser considerados em um sistema de alerta, tais como quando, quem e para quem emitir o alerta. No Brasil, enquanto não há um comitê ou grupo organizado para este fim, os alertas poderiam ser centralizados no Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais – IBAMA.

Programas de resposta rápida iniciados imediatamente após a detecção da EEI alvo podem levar à erradicação da espécie ou conter sua dispersão. Os únicos casos de sucesso de remoção de espécies exóticas no ambiente marinho são decorrentes de ações de detecção precoce e resposta rápida com recursos suficientes executados antes da dispersão da espécie. Exemplos incluem a remoção do poliqueta sul africano *Terebrasabella heterouncinata* em estruturas de maricultura na Califórnia (Culver & Kuris 2004), da alga *Undaria pinnafitida* em locais pontuais na Nova Zelândia (Wotton et al. 2004) e da alga *Caulerpa taxifolia* na costa da Califórnia (EUA) (Anderson 2005).

O planejamento e o consenso entre atores (governos, ONGs, instituições de pesquisa) no estabelecimento de redes de detecção precoce devem ser obtidos antes da introdução de uma espécie exótica (Caffrey et al. 2014). Assim que uma introdução ocorre, um sistema pré-estabelecido deve viabilizar a rápida identificação da(s) espécie(s), viabilizar tomadas de decisão, alocação de recursos e imediata execução. Protocolos devem ser liderados por responsáveis pré-definidos. Estes, que podem ser uma instituição, laboratório, ou outro ator com capacidade e autoridade no assunto, devem receber auxílio de departamentos de governo, agências ambientais, universidades, voluntários e demais grupos para desenvolver protocolos de resposta rápida. Os protocolos devem assegurar a disponibilidade de pessoal treinado, equipamentos, licenças e outros recursos necessários à contenção ou erradicação da EEI recém-detectada. A inclusão do tema de invasões biológicas nos meios educacionais em todos os níveis é importante para melhorar a percepção do dever social e político para emergências de resposta rápida (Caffrey et al. 2014).

Protocolos de conduta para espécies recém-detectadas podem ser direcionados a grupos funcionais (peixes, algas, crustáceos, corais, etc.), mas devem ser organizados, em termos de espécies, para aquelas identificadas com risco mais alto de invasão. A importância dos protocolos específicos se deve à grande variedade de características das espécies e de respostas às ações de eliminação. Por exemplo, a raspagem de alguns organismos incrustantes pode auxiliar a sua reprodução em função da liberação de propágulos na água. Por outro lado, a remoção física pode ser a única opção para algumas espécies, principalmente se detectadas em ambiente natural, como o peixe-leão *Pterois volitans*, o peixe-sapo *Opsanus beta* e o siri *Charybdis hellerii*. Outros métodos de tratamento, como a exposição a altas temperaturas e uso de produtos químicos, devem ser considerados com mais cautela para não impactar a comunidade biológica nativa e o ambiente. Esses métodos são mais viáveis para aplicação em ambientes confinados e

substratos artificiais, como cascos de navios. Por exemplo, o bivalve *Mytilus galoprovincialis* atinge 100% de mortalidade quando submetido a uma temperatura de ~40°C durante 30 minutos (Piola & Hopkins 2012). Já a ostra *Crassostrea gigas* deve ser submetida a uma temperatura de ~60°C durante 60 minutos (Rajagopal & Van der Velde 2012). Por fim, o programa de resposta rápida deve considerar custos, impactos e benefícios de cada método para assegurar sua viabilidade e aplicação adequada.

Além disso, devido à extensão territorial brasileira, pode ser preciso estabelecer protocolos regionalizados. Por exemplo, uma espécie já reconhecida como invasora em algumas regiões do país deve ter sua introdução prevenida em outras regiões e manter-se um sistema de alerta contínuo para viabilizar a erradicação caso as medidas preventivas estabelecidas não sejam suficientes.

5.3. Erradicação e controle de espécies exóticas invasoras

Enquanto a eliminação de espécies exóticas invasoras em ambientes terrestres e águas confinadas pode ser efetiva, a maioria falha no ambiente marinho. O mexilhão-preto-listrado foi erradicado de uma marina na Austrália com custo alto e uso de produtos químicos para eliminar toda a vida marinha da área afetada. A operação envolveu o tratamento químico de três marinas e 420 embarcações, engajando 270 pessoas ao longo de quatro semanas, totalizando um custo de 2,2 milhões de dólares australianos (Ferguson 2000). Quando a capacidade de dispersão da EEI excede a viabilidade de ações para controlar sua disseminação, uma abordagem de mitigação é alternativa apropriada (Caffrey et al. 2014). Entretanto, ações de mitigação também podem ser extremamente custosas. Por exemplo, o Departamento de Conservação e Recreação de Massachusetts, EUA, gasta anualmente cerca de 300 mil dólares em medidas de prevenção e controle do mexilhão-zebra *Dreissena polymorpha*. Centenas de milhões de dólares também são gastos com o estudo e controle do peixe-leão nos EUA e Caribe, com esforços contínuos para manter a população em densidades mais baixas. Ainda assim, em alguns locais a densidade se mantém constante ou até aumenta após os esforços de controle.

Há diversos exemplos do alto custo econômico de controle de espécies exóticas após a invasão e muitos outros exemplos de custos ambientais. Não há dúvidas, tanto na história quanto na pesquisa, de que a prevenção de EEI é menos custosa e mais vantajosa do que o controle, especialmente no caso de espécies aquáticas, cuja erradicação é muito difícil. No Brasil, o Ministério do Meio Ambiente criou um grupo de trabalho para a

elaboração do Plano de controle e monitoramento da bioinvasão do coral-sol, que invade distintos pontos da costa sul, sudeste e nordeste do país.

Um estudo detalhado para verificar o custo-benefício do controle de populações de outras espécies já invasoras no Brasil faz-se necessário. A análise de risco CMIST não leva em consideração a viabilidade da gestão. Uma avaliação estruturada das opções de manejo e da viabilidade de erradicar uma EEI pode ser obtida por meio de uma análise de gerenciamento de riscos, que pode ser usada como complemento à análise de risco de invasão (Booy et al. 2017).

6. Considerações Finais

O manejo de invasões biológicas no ambiente marinho deve fundamentar-se no princípio da precaução e focar primariamente nos vetores e vias de dispersão, associando o conhecimento sobre impactos com o potencial de invasão para informar e embasar decisões de manejo pré-fronteira. O princípio da precaução é necessário porque os impactos só se tornam perceptíveis algum tempo após a invasão, quando em geral é tarde para a execução de ações de erradicação ou mitigação eficientes, principalmente em ambientes aquáticos.

O Brasil precisa desenvolver um programa de biossegurança com abordagem integrada, no qual medidas existentes consolidadas num quadro legislativo unitário abrangem todas as categorias de espécies, setores e ecossistemas e toda a gama de ações a serem implantadas, com o objetivo de assegurar uma prática nacional coerente em relação às EEI. Enquanto um programa como esse não estiver disponível, é necessário aplicar local e regionalmente o princípio da precaução para evitar novas introduções e invasões, assim como conter a dispersão e mitigar impactos de espécies exóticas invasoras já presentes. Em uma situação em que não há tempo para esperar pelo ideal, as ações aqui propostas são de extrema importância e devem ser consideradas pelos atores responsáveis.

7. Bibliografia

Albins M.A., Hixon M.A. (2013) Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology of Fishes* 96:1151–1157.

Anderson, L.W.J. (2005) California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. *Biological Invasions* 7: 1003-1016.

Assembleia Geral das Nações Unidas (United Nations General Assembly) (1992) Rio Declaration on Environment and Development. The United Nations Conference on Environment and Development. <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm> (Acessado em maio de 2017).

Atchison, A.D. (2005) Offshore oil and gas platforms as stepping stones for expansion of coral communities: a molecular genetic analysis. Tese de Doutorado. Louisiana State University.

Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. <http://i3n.institutohorus.org.br/www> (Acessado em junho de 2017).

Booy, O., Mill, A.C., Roy, H.E., Hiley, A., Moore, N., Robertson, P., Baker, S., Brazier, M., Bue, M., Bullock, R., Campbell, S., Eyre, D., Foster, J., Hatton-Ellis, M., Long, J. (2017) Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biological Invasions* 19: 2401-2417.

Caires, R.A., Pichler, H.A., Spach, H.L., Ignácio, J. M. (2007) *Opsanus brasiliensis* Rotundo, Spinelli & Zavalla-Camin, 2005 (Teleostei: Batrachoidiformes: Batrachoididae), a junior synonym of *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880), with notes on its occurrence in the Brazilian coast. *Biota Neotropica* 7(2): 135-139.

Caffrey, J.M., Baars, J.R., Barbour, J.H., Boets, P., Boon, P., Davenport, K., Gross, J. (2014) Tackling invasive alien species in Europe: the top 20 issues. *Management of Biological Invasions* 5(1): 1-20.

Campbell, M.L. (2008) Organism impact assessment: risk analysis for post-incursion management. *ICES Journal of Marine Science* 65: 795–804.

Carlos-Júnior, L.A., Barbosa, N.P.U., Moulton, T.P., Creed, J.C. (2015) Ecological Niche Model used to examine the distribution of an invasive, non-indigenous coral. *Marine environmental research* 103: 115-124.

Chucholl, C. (2013) Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions* 15: 125–141.

Copp, G.H., Garthwaite, R., Gozlan, R.E. (2005) Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK. Science Series Technical Report, Cefas Lowestoft 129: 32pp.

Copp, G.H., Vilizzi, L., Mumford, J., Fenwick, G.M., Godard, M.J., Gozlan, R.E. (2009) Calibration of FISK, an invasiveness screening tool for nonnative freshwater fishes. *Risk Analysis* 29: 457–467.

- Copp, G.H., Vilizzi, L., Tidbury, H., Stebbing, P.D., Trakan, A.S., Miossec, L., Goulletquer, P. (2016). Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. *Management of Biological Invasions* 7(4): 343-350.
- Creed, J.C., Fenner, D., Sammarco, P., Cairns, S., Capel, K., Junqueira, A.O., Cruz, I., Miranda, R.J., Carlos-Junior, L., Mantelatto, M.C. (2017) The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions* 19:283-305.
- Culver, C.S., Kuris, A.M. (2004) Susceptibility of California gastropods to an introduced South African sabellid polychaete, *Terebrasabella heterouncinata*. *Invertebrate Biology* 123: 316–323.
- David, M., Perkovič, M., Suban, V., Gollasch, S. (2012) A generic ballast water discharge assessment model as a decision supporting tool in ballast water management. *Decision Support Systems* 53: 175–185.
- Davidson, I.C., Zabin, C.J., Chang, A.L., Brown, C.W., Sytsma, M., Ruiz, G.M. (2010) Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology* 11: 179-191.
- Dahlstrom, A., Campbell, M.L., Hewitt, C.L. (2012) Mitigating uncertainty using alternative information sources and expert judgement in aquatic non-indigenous species risk assessment. *Aquatic Invasions* 7(4): 567-575.
- Drolet, D., DiBacco, C., Locke, A., McKenzie, C.H., McKindsey, C.W., Moore, A.M., Webb, J.L., Therriault, T.W. (2015) Evaluation of a new screening-level risk assessment tool applied to nonindigenous marine invertebrates in Canadian coastal waters. *Biological Invasions* 18: 279–294.
- Duggan, I.C., Rixon, C.A.M., MacIsaac, H.J. (2006) Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological Invasions* 8: 377–382.
- Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T.M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A.C., Eschen, R., Gallardo, B., Galil, B., García-Berthou, E., Genovesi, P., Groom, Q., Harrower, C., Hulme, P.E., Katsanevakis, S., Kenis, M., Kühn, I., Kumschick, S., Martinou, A.F., Nentwig, W., O'Flynn, C., Pagad, S., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D.M., Roques, A., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Seebens, H., Vanderhoeven, S., Vilà, M., Wilson, J.R.U., Zenetos, A., Jeschke, J.M. (2015) Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. *Bioscience* 65:769–782.
- Evangelista, P.H., Young, N.E., Schofield, P.J., Jarnevich, C.S. (2016) Modeling suitable habitat of invasive red lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) in North and South America's coastal waters. *Aquatic Invasions* 11(3): 313-326.

Ferguson, R. (2000) The effectiveness of Australia's response to the black striped mussel incursion in Darwin, Australia. Research Report. Report of the Marine Pest Incursion Management Workshop, 27-28 August 1999. Department of Environment and Heritage, Commonwealth of Australia, Canberra 75pp.

Genovesi, P., Shine, C. (2004) European strategy on invasive alien species. *Nature and Environment* 137: 1–73.

Genovesi, P., Scalera, R., Brunel, S., Roy, D., Solarz, W. (2010) Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. Technical Report. European Environment Agency, Copenhagen 46pp.

Georgiades, E., Kluza, D. (2017) Evidence-Based Decision Making to Underpin the Thresholds in New Zealand's Craft Risk Management Standard: Biofouling on Vessels Arriving to New Zealand. *Marine Technology Society Journal* 51(2): 76-88.

GISD - Global Invasive Species Database. <http://www.iucngisd.org/gisd/> (Acessado em maio de 2017).

Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F., Kappel, C.V. (2007) Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology* 21(5): 1301–1315.

Hewitt, C.L., Willing, J., Bauckham, A., Cassidy, A.M., Cox, C.M., Jones, L., Wotton, D.M. (2004) New Zealand marine biosecurity: delivering outcomes in a fluid environment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38(3): 429-438.

Hulme, P.E. (2009) Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46: 10–18.

Ibabe, I., Sporer, S.L. (2004) How you ask is what you get: on the influence of question form on accuracy and confidence. *Applied Cognitive Psychology* 18: 711–726.

IMO- International Maritime Organization (2004) International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments. <http://www.imo.org> (Acessado em maio de 2017).

IMO- International Maritime Organization (2011) Guidelines for the control and management of ships' biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species. <http://www.imo.org> (Acessado em maio de 2017).

IMO- International Maritime Organization (2012) Guidance for minimizing the transfer of invasive aquatic species as biofouling (hull fouling) for recreational craft <http://www.imo.org> (Acessado em maio de 2017).

Kauano, R.V., Roper, J.J., Rocha, R.M. (2017) Small boats as vectors of marine invasion: experimental test of velocity and desiccation as limits. *Marine Biology* 164(1): 27.

- Keller, R.P., Drake, J.M., Drew, M.B., Lodge, D.M. (2010) Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping network. *Diversity and Distributions* 17(1): 93–102.
- Klinke, A., Renn, O. (2002) A new approach to risk evaluation and management: risk-based, precaution-based, and discourse-based strategies. *Risk analysis* 22(6): 1071-1094.
- Kumschick, S., Bacher, S., Dawson, W., Heikkilä, J., Sendek, A., Pluess, T., Robinson, T.B., Kuhn, I. (2012) A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *NeoBiota* 15:69–100.
- Kumschick, S., Bacher, S., Evans, T., Marková, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Vaes-Petignat, S., van der Veer, G., Vilà, M., Nentwig, W. (2015) Comparing impacts of alien plants and animals in Europe using a standard scoring system. *Journal of Applied Ecology* 52: 552–561.
- Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn T. (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20(5): 223-228.
- Lopes, R.M. (2009) Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Brasília 440pp.
- Lucy, F.E., Roy, H., Simpson, A., Carlton, J.T., Hanson, J.M., Magellan, K., et al. (2016) INVASIVESNET towards an international association for open knowledge on invasive alien species. *Management of Biological Invasions* 7(2): 131-139.
- McGeoch, M.A., Genovesi, P., Bellingham, P.J., Costello, M.J., McGrannachan, C., Sheppard, A. (2016) Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological Invasions* 18(2): 299-314.
- Morris, J., Akins, J., Barse, A., Cerino, D. (2009) Biology and ecology of invasive lionfishes *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 61: 409–414.
- Nentwig, W., Bacher, S., Pyšek, P., Vilà, M., Kumschick, S. (2016) The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(5): 315.
- Neto, A.C.L. (2007) *Identificando similaridades: Uma aplicação para a avaliação de risco de água de lastro*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Núñez M.A., Pauchard A. (2010) Biological invasions in developing and developed countries: does one model fit all? *Biological Invasions* 12: 707-714.
- Ojaveer, H., Galil, B.S., Campbell, M.L., Carlton, J.T., Canning-Clode, J., Cook, E.J. et al. (2015) Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. *PLoS Biology* 13(4): e1002130.

- Padilla, D.K., Williams, S.L. (2004) Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(3): 131-138.
- Patoka, J., Petrtyl, M., Kalous, L. (2014) Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 414:13.
- Pheloung, P.C., Williams, P.A., Halloy, S.R. (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant invasions. *Journal of Environmental Management* 57: 239-251.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Pergl, J., Jarosik, V., Sixtova, Z., Weber, E. (2008) Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 23:237–244.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* 6(2): 93-107.
- Robinson, T.B., Havenga, B., van der Merwe, M., Jackson, S. (2017) Mind the gap—context dependency in invasive species impacts: a case study of the ascidian *Ciona robusta*. *NeoBiota* 32, 127-141.
- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D., Hines, A.H. (1997) Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist* 37(6): 621-632.
- Sampaio, F.D., Carolina, A.F., Vinícius, M.S.T., Jean, R.V., Luís, F.F. (2015) The precautionary principle and its approach to risk analysis and quarantine related to the trade of marine ornamental fishes in Brazil. *Marine Policy* 51: 163-168.
- Seebens, H., Gastner, M.T., Blasius, B. (2013) The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology Letters* 16(6):782–790.
- Seebens, H., Schwartz, N., Schupp, P.J., Blasius, B. (2016) Predicting the spread of marine species introduced by global shipping. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(20): 5646-5651.
- Turbé, A., Strubbe, D., Mori, E., Carrete, M., Chiron, F., Clergeau, P., et al. (2017) Assessing the assessments: evaluation of four impact assessment protocols for invasive alien species. *Diversity and Distributions* 23(3): 297-307.
- UNEP (2011) The strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi biodiversity targets. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2, 29 October 2010, Nagoya, Japan. COP CBD Tenth Meeting. www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-10. (Acessado em abril de 2017).

- Walters L. (2009) Ecology and management of the invasive marine macroalga *Caulerpa taxifolia*. In: *Management of invasive weeds*. Dordrecht, Netherlands 5: 287-318.
- Wotton D.M., Hewitt C.L. (2004) Marine biosecurity post-border management: Developing incursion response systems for New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38(3): 553–559.
- Wotton, D.M., O'Brien, C., Stuart, M.D., Fergus, D.J. (2004) Eradication success Down Under: heat treatment of a sunken trawler to kill the invasive seaweed *Undaria pinnatifida*. *Marine Pollution Bulletin* 49: 844–849.
- Yemshanov, D., Koch, F.H., Ducey, M., Koehler, K. (2013) Mapping ecological risks with a portfolio-based technique: incorporating uncertainty and decision-making preferences. *Diversity & Distributions* 19:567–579.
- Zenni, R.D., Dechoum, M.S., Ziller, S.R. (2016) Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas* 29(1): 133-153.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahrens, R.N.M., Walters, C.J., Christensen, V. (2012) Foraging arena theory. *Fish and Fisheries* 13: 41–59.
- Ainsworth, C.H., Varkey, D.A., Pitcher, T.J. (2008) Ecosystem simulations supporting ecosystem-based fisheries management in the Coral Triangle, Indonesia. *Ecological Modelling* 214(2): 361–374.
- Airolidi, L., Turon, X., Perkol-Finkel, S., Rius, M. (2015) Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Diversity and Distributions* 21: 755–768.
- Albins, M.A. (2013) Effects of invasive Pacific red lionfish (*Pterois volitans*) versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biological Invasions* 15: 29–43.
- Albins, M.A. (2015) Invasive Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 522: 231–243.
- Albins, M.A., Hixon, M.A. (2008) Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 367: 233–238.
- Albins, M.A., Hixon, M.A. (2013) Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology of Fishes* 96: 1151–1157.
- Albins, M.A., Lyons, P.J. (2012) Invasive red lionfish *Pterois volitans* blow directed jets of water at prey fish. *Marine Ecology Progress Series* 448: 1–5.
- Allen, K.R. (1971) Relation between production and biomass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28(10): 1573–1581.
- Alpert, P., Bone, E., Holzapfel, C. (2000) Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 52–66.
- Altieri, A.H., van Wassenbeeck, B.K., Bertness, M.D., Silliman, B.R. (2010) Facilitation cascade drives positive relationship between native biodiversity and invasion success. *Ecology* 91: 1269–1275.
- Altman, S., Whitlatch, R.B. (2007) Effects of small-scale disturbance on invasion success in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342(1): 15–29.
- Altvater, L., Coutinho, R. (2015) Colonisation, competitive ability and influence of *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Cnidaria, Anthozoa) on the fouling community in Paranaguá Bay, Southern Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 462: 55–61.

- Anacleto, A., Baptista-Metri, C., Gonçalves, T.P., Calado, A.M., Rosário, E.S., Pontes, M., Neves, P.R. (2015) Extrativismo do siri com gaiolas no litoral paranaense: Implicações socioeconômicas. *Sodebras* 10: 9–14.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., et al. (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19–28.
- Anderson, L.W.J. (2005) California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. *Biological Invasions* 7: 1003–1016.
- Anderson, M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Andriguetto Filho, J.M., Chaves, P.T., Santos, C., Liberati, S.A. (2006) Diagnóstico da pesca no litoral do Estado do Paraná. In: Isaac, V.J., Martins, A.S., Haimovici, M., Andriguetto Filho, J.M. (orgs.) *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Projeto RECOS: Uso e apropriação dos recursos costeiros*. Grupo temático: Modelo gerencial da pesca. Universidade Federal do Pará, Belém p.117–140.
- Angeler, D.G. (2013) Revealing a conservation challenge through partitioned longterm beta diversity: increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. *Diversity and Distributions* 19: 772–781.
- Angelini, R., Morais, R.J., Catella, A.C., Resende, E.K., Libralato, S. (2013) Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: A new site for fisheries guaranteed by alternated control? *Ecological Modelling* 253: 82–96.
- Arenas, F., Sanchez, I., Hawkins, S.J., Jenkins, S.R. (2006) The invasibility of marine algal assemblages: role of functional diversity and identity. *Ecology* 87: 2851–2861.
- Arias-González, J.E., González-Gándara, C., Cabrera, J.L., Christensen, V. (2011) Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Environmental Research* 111(7): 917–925.
- Assembleia Geral das Nações Unidas (United Nations General Assembly) (1992) Rio Declaration on Environment and Development. The United Nations Conference on Environment and Development. <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm> (Acessado em maio de 2017).
- Atchison, A.D. (2005) *Offshore oil and gas platforms as stepping stones for expansion of coral communities: a molecular genetic analysis*. Tese de Doutorado. Louisiana State University.
- Barbour, A.B., Montgomery, M.L., Adamson, A.A., Díaz-Ferguson, E., Silliman, B.R. (2010) Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Marine Ecology Progress Series* 401:291–294.

Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. <http://i3n.institutohorus.org.br/www> (Acessado em junho de 2017).

Baselga, A. (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography* 21: 1223–1232.

Baselga, A., Orme, C.D.L. (2012) betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3(5): 808–812.

Baselga, A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.

Betancur-R, R., Hines, A., Acero, A., Orti, G., Wilbur, A.E., Freshwater, D.W. (2011) Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. *Journal of Biogeography* 38: 1281–1293.

Blanchet, F.G., Legendre, P., Borcard, D. (2008) Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89: 2623–2632.

Booy, O., Mill, A.C., Roy, H.E., Hiley, A., Moore, N., Robertson, P., Baker, S., Brazier, M., Bue, M., Bullock, R., Campbell, S., Eyre, D., Foster, J., Hatton-Ellis, M., Long, J. (2017) Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biological Invasions* 19: 2401–2417.

Borcard, D., Legendre, P. (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51–68.

Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P. (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045–1055.

Brandini, F. (2013) Marine biodiversity and sustainability of fishing resources in Brazil: a case study of the coast of Paraná state. *Regional Environmental Change* 14(6): 2127–2137.

Brandini, F.P., Silva, A.S., Silva, E.T., Kolm, H. (2007) Sources of nutrients and seasonal dynamics of chlorophyll in the inner shelf off Parana State – South Brazil Bight. *Journal of Coastal Research* 23: 200–226.

Bruno, J.F., Stachowicz, J.J., Bertness, M.D. (2003) Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 119–125.

Bugnot, A.B., Coleman, R.A., Figueira, W.F., Marzinelli, E.M. (2016) Effects of the receiving assemblage and disturbance on the colonisation of an invasive species. *Marine Biology* 163(7): 1–9.

Bulleri, F., Airoidi, L. (2005) Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology* 42: 1063–1072.

Bulleri, F., Chapman, M.G. (2010) The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology* 47: 26–35.

- Bumbeer, J.A., Rocha, R.M. (2012) Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. *Zoologia* 29(2): 126–134.
- Bumbeer, J.A., Rocha, R.M. (2016) Invading the natural substrate: a case study in South Brazil. *Zoologia* 33(1): e20150211.
- Caffrey, J.M., Baars, J.R., Barbour, J.H., Boets, P., Boon, P., Davenport, K., Gross, J. (2014) Tackling invasive alien species in Europe: the top 20 issues. *Management of Biological Invasions* 5(1): 1-20.
- Caires, R.A., Pichler, H.A., Spach, H.L., Ignácio, J. M. (2007) *Opsanus brasiliensis* Rotundo, Spinelli & Zavalla-Camin, 2005 (Teleostei: Batrachoidiformes: Batrachoididae), a junior synonym of *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880), with notes on its occurrence in the Brazilian coast. *Biota Neotropica* 7(2): 135-139.
- Campbell, M.L. (2008) Organism impact assessment: risk analysis for post-incursion management. *ICES Journal of Marine Science* 65: 795–804.
- Cangussu LC, Altvater L, Haddad MA, Cabral AC, Linzmeier H, Rocha RM (2010) Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Brazilian Journal of Oceanography* 58(3): 219–231.
- Canning-Clode, J., Fofonoff, P., Riedel, G.F., Torchin, M., Ruiz, G.M. (2011) The effects of copper pollution on fouling assemblage diversity: a tropical-temperate comparison. *PLOS One* 6: e18026.
- Canotilho, J.J.G., Leite, J.R.M. (2011) *Direito constitucional ambiental Brasileiro*. Saraiva, São Paulo 490pp.
- Carlos-Júnior, L.A., Barbosa, N.P.U., Moulton, T.P., Creed, J.C. (2015) Ecological Niche Model used to examine the distribution of an invasive, non-indigenous coral. *Marine environmental research* 103: 115-124.
- Carlton, J.T., Newman, W.A., Pitombo, F. (2011) Barnacle Invasions: Introduced, Cryptogenic, and Range Expanding Cirripedia of North and South America, p. 159-214. In: Galil, B.S., Clark, P.F., Carlton, J.T. (Eds.) *In The Wrong Place – Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*. Dordrecht, Springer, Series in Invasion Ecology 716pp.
- Cassey, P., Blackburn, T.M., Sol, D., Duncan, R.P., Lockwood, J.L. (2004) Global patterns of introduction effort and establishment success in birds. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 271(6): S405–S408.
- Cattani, A.P., Santos, L.O., Spach, H.L., Budel, B.R., Gondim Guanais, J.H.D (2011) Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 37(2): 247–260.
- Chaves, P.T., Nogueira, A.B. (2013) Influência da salinidade no desenvolvimento e relação peso-comprimento do robalo-peva. *Boletim do Instituto de Pesca* 39(4): 423–432.

- Chaves, P.T., Robert, M.C. (2003) Embarcações, artes e procedimentos da pesca artesanal no litoral sul do estado do Paraná, Brasil. *Atlântica* 25(1): 53–59.
- Christensen, V., Walters, C., Pauly, D., Forrest, R. (2008) *Ecopath with Ecosim version 6*. User Guide. Lenfest Ocean Futures Project. University of British Columbia, Vancouver.
- Christensen, V., Walters, C.J. (2004). Trade-offs in ecosystem-scale optimization of fisheries management policies. *Bulletin of Marine Science* 74(3): 549–562.
- Churchill, C. (2013) Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions* 15: 125–141.
- Clark, G.F., Johnston, E.L. (2005) Manipulating larval supply in the field: a controlled study of marine invasibility. *Marine Ecology Progress Series* 298: 9–19.
- Clark, G.F., Johnston, E.L. (2009) Propagule pressure and disturbance interact to overcome biotic resistance to marine invertebrate communities. *Oikos* 118: 1679–1686.
- Clavel, J., Romain, J., Vincent, D. (2011) Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(4): 222–228.
- Colautti RI, Grigorovich IA, MacIsaac HJ (2006) Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions* 8: 1023–1037.
- Connell, S.D. (2001). Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Marine Environmental Research* 52: 115–125.
- Copp, G.H., Garthwaite, R., Gozlan, R.E. (2005) *Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK*. Science Series Technical Report, Cefas Lowestoft 129: 32pp.
- Copp, G.H., Vilizzi, L., Mumford, J., Fenwick, G.M., Godard, M.J., Gozlan, R.E. (2009) Calibration of FISK, an invasiveness screening tool for nonnative freshwater fishes. *Risk Analysis* 29: 457–467.
- Copp, G.H., Vilizzi, L., Tidbury, H., Stebbing, P.D., Trakan, A.S., Miossec, L., Gouletquer, P. (2016). Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. *Management of Biological Invasions* 7(4): 343–350.
- Corrêa, M.F.M. (2001) *Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (Paraná, Brasil). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná
- Côté, I.M., Green, S.J., Hixon, M.A. (2013) Predatory fish invaders: insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Biological Conservation* 164: 50–61.

- Côté, I.M., Maljkovic, A. (2010) Predation rates of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 404: 219–225.
- Creed, J.C., Fenner, D., Sammarco, P., Cairns, S., Capel, K., Junqueira, A.O., Cruz, I., Miranda, R.J., Carlos-Junior, L., Mantelatto, M.C. (2017) The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions* 19: 283–305.
- Culver, C.S., Kuris, A.M. (2004) Susceptibility of California gastropods to an introduced South African sabellid polychaete, *Terebrasabella heterouncinata*. *Invertebrate Biology* 123: 316–323.
- Cure, K., Benkwitt, C.E., Kindinger, T.L., Pickering, E.A., Pusack, T.J., McIlwain, J.L., Hixon, M.A. (2012) Comparative behavior of red lionfish *Pterois volitans* on native Pacific versus invaded Atlantic coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 467: 181–192.
- Dafforn, K.A. (2017) Eco-engineering and management strategies for marine infrastructure to reduce establishment and dispersal of non-indigenous species. *Management of Biological Invasions* 8: 153–161.
- Dafforn, K.A., Glasby, T.M., Airoidi, L., Rivero, N.K., Mayer-Pinto, M., Johnston, E.L. (2015) Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(2): 82–90.
- Dafforn, K.A., Glasby, T.M., Johnston, E.L. (2012) Comparing the invasibility of experimental “reefs” with field observations of natural reefs and artificial structures. *PLoS One* 7(5): e38124.
- Dafforn, K.A., Johnston, E.L., Glasby, T.M. (2009) Shallow moving structures promote marine invader dominance. *Biofouling* 25: 277–287.
- Dahl, K.A., Patterson, W.F. (2014) Habitat-specific density and diet of rapidly expanding invasive red lionfish, *Pterois volitans*, populations in the northern Gulf of Mexico. *PLOS One* 9:e105852.
- Dahlstrom, A., Campbell, M.L., Hewitt, C.L. (2012) Mitigating uncertainty using alternative information sources and expert judgement in aquatic non-indigenous species risk assessment. *Aquatic Invasions* 7(4): 567–575.
- Dark, E., Beal, J. (2013) *Investigation of Lionfish (P. volitans/miles) use of estuarine mangroves in the Indian River Lagoon, Florida, USA*. Proceedings of the 66th Gulf and Caribbean Fisheries Institute November 4–8, Corpus Christi, Texas.
- Darwall, W.R.T., Allison, E.H., Turner, G.F., Irvine, K. (2010) Lake of flies, or lake of fish? A trophic model of Lake Malawi. *Ecological Modelling* 221: 713–727.
- Daskalov, G.M. (2002) Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series* 225: 53–63.

- David, M., Perkovič, M., Suban, V., Gollasch, S. (2012) A generic ballast water discharge assessment model as a decision supporting tool in ballast water management. *Decision Support Systems* 53: 175–185.
- Davidson, I.C., Zabin, C.J., Chang, A.L., Brown, C.W., Sytsma, M., Ruiz, G.M. (2010) Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology* 11: 179–191.
- Davies, K.F., Chesson, P., Harrison, S., Inouye, B.D., Melbourne, B.A., Rice, K.J. (2005) Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. *Ecology* 86: 1602–1610.
- Doherty, T.S., Dickman, C.R., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G. (2015) Multiple threats, or multiplying the threats? Interactions between invasive predators and other ecological disturbances. *Biological Conservation* 190: 60–68.
- Drolet, D., DiBacco, C., Locke, A., McKenzie, C.H., McKindsey, C.W., Moore, A.M., Webb, J.L., Therriault, T.W. (2015) Evaluation of a new screening-level risk assessment tool applied to nonindigenous marine invertebrates in Canadian coastal waters. *Biological Invasions* 18: 279–294.
- Duarte, C.M. (2002) The future of seagrass meadows. *Environment Conservation* 29: 192–206.
- Dufrêne, M., Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Duggan, I.C., Rixon, C.A.M., MacIsaac, H.J. (2006) Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological Invasions* 8: 377–382.
- Dunstan, P.K., Johnson, C.R. (2003) Invasion rates increase with species richness in a marine epibenthic community by two mechanisms. *Oecologia* 138: 285–292.
- Ellis, R.D., Faletti, M.E. (2016) Native grouper indirectly ameliorates the negative effects of invasive lionfish. *Marine Ecology Progress Series* 558: 267–279.
- Espinosa-Romero, M.J., GREGG, E.J., Walters, C., Christensen, V., Chan, K.M.A. (2011) Representing mediating effects and species reintroductions in Ecopath with Ecosim. *Ecological Modelling* 222: 1569–1579.
- Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T.M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., et al. (2015) Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. *Bioscience* 65: 769–782.
- Evangelista, P.H., Young, N.E., Schofield, P.J., Jarnevich, C.S. (2016) Modeling suitable habitat of invasive red lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) in North and South America's coastal waters. *Aquatic Invasions* 11(3): 313–326.
- Feary, D.A., Burt, J.A., Bartholomew, A. (2011) Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: review of current use, benefits and management implications. *Ocean & Coastal Management* 54: 742–749.

- Ferguson, R. (2000) The effectiveness of Australia's response to the black striped mussel incursion in Darwin, Australia. Research Report. Report of the Marine Pest Incursion Management Workshop, 27-28 August 1999. Department of Environment and Heritage, Commonwealth of Australia, Canberra 75pp.
- Ferreira, C.E., Luiz, O.J., Floeter, S.R., Lucena, M.B., Barbosa, M.C., Rocha, C.R., Rocha, L.A. (2015) First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS One* 10(4): e0123002.
- Fridley, J.D., Stachowicz, J.J., Naeem, S., Sax, D.F., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Stohlgren, T.J., Tilman, D., Von Holle, B. (2007) The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88: 3–17.
- Frigotto, S.F., Serafim-Jr, M. (2007). First record of *Charybdis hellerii* (Milne Edwards, 1867) (Crustacea) in the littoral State of Paraná. *Estudos Biologicos* 29(67): 227-230.
- Froese, R., Pauly, D. (2015) FishBase. [http:// www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). (Acessado em novembro de 2016).
- García-Gómez, J.C., López-Fé, C.M., Espinosa, F., Guerra-García, J.M., Rivera-Ingraham, G.A. (2011) Marine artificial micro-reserves: a possibility for the conservation of endangered species living on artificial substrata. *Marine Ecology* 32(1): 6–14.
- Gasalla, M.A., Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (2004) Contribution of ecosystem analysis to investigating the effects of changes in fishing strategies in the South Brazil Bight coastal ecosystem. *Ecological Modelling* 172: 283–306.
- Gaston, K.J., Blackburn, T.M. (2000) *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Science, Oxford 392pp.
- Genovesi, P., Scalera, R., Brunel, S., Roy, D., Solarz, W. (2010) Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. Technical Report. European Environment Agency, Copenhagen 46pp.
- Genovesi, P., Shine, C. (2004) European strategy on invasive alien species. *Nature and Environment* 137:1–73.
- Georgiades, E., Kluza, D. (2017) Evidence-Based Decision Making to Underpin the Thresholds in New Zealand's Craft Risk Management Standard: Biofouling on Vessels Arriving to New Zealand. *Marine Technology Society Journal* 51(2): 76-88.
- GISD - Global Invasive Species Database. <http://www.iucngisd.org/gisd/> (Acessado em maio de 2017).
- Glasby, T.M., Connell, S.D., Holloway, M., Hewitt, C. (2007) Non-indigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology* 151: 887–895.
- Green, S.J., Akins, J.L., Côté, I.M. (2011) Foraging behavior and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 433: 159–167.

- Green, S.J., Akins, J.L., Maljkovic, A., Côté, I.M. (2012) Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLOS One* 7: e32596.
- Green, S.J., Côté, I.M. (2009) Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs* 28(1): 107.
- Halpern, B.S., Floeter, S.R. (2008) Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 364:147–156.
- Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F., Kappel, C.V. (2007) Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology* 21(5): 1301–1315.
- Hendler, G., Migotto, A.E., Ventura, C.R.R., Wilk, L. (2012) Epizotic *Ophiophylla* brittle stars have invaded the Atlantic. *Coral Reefs* 31(4): 1005.
- Hewitt, C.L., Willing, J., Bauckham, A., Cassidy, A.M., Cox, C.M., Jones, L., Wotton, D.M. (2004) New Zealand marine biosecurity: delivering outcomes in a fluid environment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38(3): 429–438.
- Heymans, J.J., Coll, M., Link, J.S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., Christensen, V. (2016) Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling* 331: 173–184.
- Higgins, S.I., Richardson, D.M. (2014) Invasive plants have broader physiological niches. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(29): 10610–10614.
- Hixon, M.A. (2015) Predation: piscivory and the ecology of coral-reef fishes. In: Mora, C. (Ed) *Ecology and conservation of fishes on coral reefs*. Cambridge University Press: Cambridge p.41–52.
- Hixon, M.A., Green, S.J., Albins, M.A., Akins, J.L., Morris, J.A. (2016) Lionfish: a major marine invasion. *Marine Ecology Progress Series* 558:161–165.
- Holle, B.V., Simberloff, D. (2005) Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86(12): 3212–3218.
- Hulme, P.E. (2009) Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46: 10–18.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná (2015) *Portaria nº 059, 15 de abril de 2015*. <http://www.iap.pr.gov.br/uploads/0a0fca82-a800-ee6d.pdf> (Accessado em julho de 2015).
- Ibabe, I., Sporer, S.L. (2004) How you ask is what you get: on the influence of question form on accuracy and confidence. *Applied Cognitive Psychology* 18: 711–726.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2007) *Estatística da Pesca 2007 – Brasil: Grandes regiões e Unidades de federação*. Brasília 175pp.

- Ignacio, B.L., Julio, L.M., Junqueira, A.O.R., Ferreira-Silva, M.A.G. (2010) Bioinvasion in a Brazilian Bay: filling gaps in the knowledge of Southwestern Atlantic biota. *PLOS One* 5(9): e13065.
- IMO- International Maritime Organization (2004) International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments. <http://www.imo.org> (Acessado em maio de 2017).
- IMO- International Maritime Organization (2011) Guidelines for the control and management of ships' biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species. <http://www.imo.org> (Acessado em maio de 2017).
- IMO- International Maritime Organization (2012) Guidance for minimizing the transfer of invasive aquatic species as biofouling (hull fouling) for recreational craft <http://www.imo.org> (Acessado em maio de 2017).
- Jud, Z.R., Layman, C.A., Lee, J.A., Arrington, D.A. (2011) Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans*/*P. miles*. *Aquatic Biology* 13: 21–26.
- Kauano, R.V., Roper, J.J., Rocha, R.M. (2017) Small boats as vectors of marine invasion: experimental test of velocity and desiccation as limits. *Marine Biology* 164(1): 27.
- Keller, R.P., Drake, J.M., Drew, M.B., Lodge, D.M. (2010) Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping network. *Diversity and Distributions* 17(1): 93–102.
- Klinke, A., Renn, O. (2002) A new approach to risk evaluation and management: risk-based, precaution-based, and discourse-based strategies. *Risk analysis* 22(6): 1071-1094.
- Klôh, A.D.S., Farrapeira, C.M.R., Rigo, A.P.R., Rocha, R.M. (2013) Intertidal native and introduced barnacles in Brazil: distribution and abundance. *Marine Biodiversity Records* 6: e102.
- Krelling, A.P., Souza, M.M., Williams, A.T., Turra, A. (2017) Transboundary movement of marine litter in an estuarine gradient: Evaluating sources and sinks using hydrodynamic modelling and ground truthing estimates. *Marine Pollution Bulletin* 119(1): 48-63.
- Kremer, L.P., Metri, R., Rocha, R.M. (2011) Description of *Sidneioides peregrinus* sp. nov. (Tunicata: Ascidiacea: Polyclinidae): a possible exotic species in the Atlantic Ocean. *Zoologia* 28(6): 784-788.
- Kulbicki M, Beets J, Chabanet P, Cure K and others (2012) Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Marine Ecology Progress Series* 446: 189–205.
- Kumschick, S., Bacher, S., Dawson, W., Heikkilä, J., Sendek, A., Pluess, T., Robinson, T.B., Kuhn, I. (2012) A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *NeoBiota* 15: 69–100.
- Kumschick, S., Bacher, S., Evans, T., Marková, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Vaes-Petignat, S., van der Veer, G., Vilà, M., Nentwig, W. (2015) Comparing impacts of alien plants and

animals in Europe using a standard scoring system. *Journal of Applied Ecology* 52: 552–561.

Lambert, G., Lambert, C. (2003) Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series* 259: 145–161.

Lana, P.C., Marone, E., Lopes, R.M., Machado, E.C. (2001) The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. Ecological Studies. In Seeliger, U.; Kjerfve, B. (Eds.). *Coastal marine ecosystems of Latin America*, Springer Berlin Heidelberg: Berlin p. 131–145.

Langseth, B.J., Rogers, M., Zhang, H. (2012) Modeling species invasions in Ecopath with Ecosim: an evaluation using Laurentian Great Lakes models. *Ecological Modelling* 247: 251–261.

Legendre P, Legendre L (2012) Numerical Ecology. 3rd English Edition. Elsevier.

Lercari, D., Bergamino, L. (2011) Impacts of two invasive mollusks, *Rapana venosa* (Gastropoda) and *Corbicula fluminea* (Bivalvia), on the food web structure of the Rio de la Plata estuary and nearshore oceanic ecosystem. *Biological Invasions* 13: 2053–2061.

Levine, J.M., Adler, P.B., Yelenik, S.G. (2004) A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters* 7: 975–989.

Libralato, S., Christensen, V., Pauly, D. (2006) A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling* 195: 153–171.

Link, J.S. (2010) Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: a plea for PREBAL. *Ecological Modelling* 221: 1580–1591.

Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn, T.M. (2009) The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and Distributions* 15(5): 904–910.

Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn T. (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20(5): 223–228.

Lohrer, A.M., Fukui, Y., Wada, K., Whitlatch, R.B. (2000) Structural complexity and vertical zonation of intertidal crabs, with focus on habitat requirements of the invasive Asian shore crab, *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 244: 203–217.

Loose, R.H. (2016) *Avaliação espaço temporal da ictiofauna acompanhante de pescarias artesanais dirigidas ao camarão-branco (Litopenaeus schimitti) na plataforma rasa do litoral do Paraná, sul do Brasil*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná.

Lopes, R.M. (2009) Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade, Brasília 440pp.

- Lucy, F.E., Roy, H., Simpson, A., Carlton, J.T., Hanson, J.M., Magellan, K., et al. (2016) INVASIVESNET towards an international association for open knowledge on invasive alien species. *Management of Biological Invasions* 7(2): 131-139.
- Luiz, O.J., Floeter, S.R., Rocha, L.A., Ferreira, C.E. (2013) Perspectives for the lionfish invasion in the South Atlantic: Are Brazilian reefs protected by the currents? *Marine Ecology Progress Series* 485: 1–7.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, M.W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689–710.
- Maljkovic, A., Van Leeuwen, T.E., Cove, S.N. (2008) Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), by native groupers in the Bahamas. *Coral Reefs* 27: 501.
- Mangelli, T.S., Creed, J.C. (2012) Análise comparativa da abundância do coral invasor *Tubastraea* spp. (Cnidaria, Anthozoa) em substratos naturais e artificiais na Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 102(2): 122-130.
- Martins, C.C., Braun, J.A., Seyffert, B.H., Machado, E.C., Fillmann, G. (2010) Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 60(11): 2137–2143.
- Mayer-Pinto, M., Johnston, E.L., Bugnot, A.B., Glasby, T.M., Airoidi, L., Mitchell, A., Dafforn, K.A. (2017) Building “blue”: An ecoengineering framework for foreshore developments. *Journal of Environmental Management* 189: 109–114.
- McCullagh, P., Nelder, J.A. (1989) Generalized Linear Models. London: Chapman and Hall.
- McGeoch, M.A., Genovesi, P., Bellingham, P.J., Costello, M.J., McGrannachan, C., Sheppard, A. (2016) Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological Invasions* 18(2): 299–314.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14(11): 450–453.
- Morris, R.L., Deavin, G., Hemelryk, Donald, S., Coleman, R.A. (2016) Eco-engineering in urbanised coastal systems: consideration of social values. *Ecological Management & Restoration* 17: 33–39.
- Morris, J., Akins, J., Barse, A., Cerino, D. (2009) Biology and ecology of invasive lionfishes *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 61: 409–414.
- Morris, J.A., Akins, J.L. (2009) Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian Archipelago. *Environmental Biology of Fishes* 86: 389–398.

- Morris, J.A., Whitfield, P.E. (2009) *Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: an updated integrated assessment*. NOAA Technical Memorandum.
- Moyle, P.B., Light, T. (1996) Biological invasions of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78:c149–161.
- Mumby, P.J., Harborne, A.R., Brumbaugh, D.R. (2011) Grouper as a natural biocontrol of invasive lionfish. *PLOS One* 6: e21510.
- Muñoz, R.C., Currin, C.A., Whitfield, P.E. (2011) Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: insights from stomach contents and stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series* 432: 181–193.
- Murray, C.C., Pakhomov, E.A., Therriault, T.W. (2011). Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions* 17: 1161-1172.
- Nagata, J.K. (2013) *Biologia reprodutiva e alimentar da espécie exótica Opsanus beta (Teleostei: Batrachoididae) no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná
- Nentwig, W., Bacher, S., Pysek, P., Vilà, M., Kumschick, S. (2016) The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(5): 315.
- Neto, A.C.L. (2007) Identificando similaridades: Uma aplicação para a avaliação de risco de água de lastro. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Neves, C.S., Rocha, R.M. (2008) Introduced and Cryptogenic Species and their Management in Paranaguá Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51: 623-633.
- Neves, C.S., Rocha, R.M., Pitombo, F.B., Roper, J.J. (2007) Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling* 23(5): 319–330.
- Nogueira, A.B., Chaves, P.T., Robert, M.C., Aguiar, K.D. (2011) Participação da fisiografia local na composição dos atributos e estratégias de pesca no sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 37(1): 13–30.
- Núñez M.A., Pauchard A. (2010) Biological invasions in developing and developed countries: does one model fit all? *Biological Invasions* 12: 707-714.
- Odum, E.P. (1969) The strategy of ecosystem development. *Sustainability: Sustainability* 164: 58 pp.
- Ojaveer, H., Galil, B.S., Campbell, M.L., Carlton, J.T., Canning-Clode, J., Cook, E.J. et al. (2015) Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. *PLoS Biology* 13(4): e1002130.

- Oksanen, J.F., Blanche, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., et al. (2017). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Olden Julian, D., Poff, N.L. (2003) Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist* 162: 442–460.
- Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D. (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19(1): 18–24.
- Padilla, D.K., Williams, S.L. (2004) Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(3): 131-138.
- Palomares, M.L.D., Pauly, D. (1998) Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Freshwater Research* 49(5): 447–453.
- Passy, S.I., Blanchet, F.G. (2007) Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. *Diversity and Distributions* 13: 670–679.
- Patoka, J., Petrtyl, M., Kalous, L. (2014) Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 414:13.
- Pauly, D. (1980) On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 39(3): 175–192.
- Perkol-Finkel, S., Benayahu, Y. (2007) Differential recruitment of benthic communities on neighboring artificial and natural reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340: 25–39.
- Pheloung, P.C., Williams, P.A., Halloy, S.R. (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant invasions. *Journal of Environmental Management* 57: 239-251.
- Pine III, W.E., Kwak, T.J., Rice, J.A. (2007) Modeling management scenarios and the effects of an introduced apex predator on a coastal riverine fish community. *Transactions of the American Fisheries Society* 136: 105–120.
- Pinnegar, J.K., Tomczak, M.T., Link, J.S. (2014) How to determine the likely indirect food-web consequences of a newly introduced non-native species: A worked example. *Ecological Modelling* 272: 379–387.
- Piola, R.F., Johnston, E.L. (2008) Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Diversity & Distributions* 14: 329–342.
- Plagányi, É.E., Butterworth, D.S. (2004) A critical look at the potential of Ecopath with Ecosim to assist in practical fisheries management. *African Journal of Marine Science* 26: 261–288.

- Possato, F.E., Spach, H.L., Cattani, A.P., Lamour, M.R., Santos, L.O., Cordeiro, N.M., Broadhurst, M.K. (2015) Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary. *Marine Pollution Bulletin* 91(2): 548–553.
- Power, M.E., Tilman, D., Estes, J.A., Menge, B.A., Bond, W.J., Mills, S. et al. (1996) Challenges in the quest for keystones. *Bioscience* 46(8): 609–620.
- Preisler, R.K., Wasson, K., Wolff, W.J., Tyrrell, M.C. (2009) Invasions of estuaries vs. the adjacent open coast: a global perspective. In: Rilov, G., Crooks, J.A. (Eds) *Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological, Management, and Geographic Perspectives*. Berlin, Springer-Verlag p.587-617.
- Pusack, T.J., Benkwitt, C.E., Cure, K., Kindinger, T.L. (2016) Invasive red lionfish (*Pterois volitans*) grow faster in the Atlantic Ocean than in their native Pacific Range. *Environmental Biology of Fishes* 99: 571–579.
- Pusceddu, A., Fraschetti, S., Scopa, M., Rizzo, L., Danovaro, R. (2016) Meiofauna communities, nematode diversity and C degradation rates in seagrass (*Posidonia oceanica* L.) and unvegetated sediments invaded by the algae *Caulerpa cylindracea* (Sonder). *Marine Environmental Research* 119: 88–99.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Pergl, J., Jarosik, V., Sixtova, Z., Weber, E. (2008) Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 237–244.
- R Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Radashevsky, V.I. (2004). *Polychaetes – Distribution Through Man's Activities*. São Paulo, II Simpósio Brasileiro de Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* 6(2): 93-107.
- Ricklefs, R.E. (2004) A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters* 7: 1–15.
- Robert, M.C. (2008) *Variações nos procedimentos de pesca associadas às flutuações sazonais na disponibilidade do recurso ictiofaunístico costeiro na região limítrofe Paraná/Santa Catarina: um estudo de caso na comunidade de Barra do Saí (Itapoá, SC)*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Brazil.
- Robert, M.C., Chaves, P.T.C. (2001) Observações sobre o ciclo de vida da corvine *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Teleostei, Sciaenidae), no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18(2): 421–428.
- Roberts, D.W. (2012) Labdsv: Ordination and multivariate analysis for ecology. R package version 1.4-1. <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>. (Acessado julho de 2017).

- Robinson, T.B., Havenga, B., van der Merwe, M., Jackson, S. (2017) Mind the gap—context dependency in invasive species impacts: a case study of the ascidian *Ciona robusta*. *NeoBiota* 32, 127-141.
- Rocha, R.M., Kremer, L.P. (2005). Introduced Ascidiars in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4): 1170-1184.
- Rodriguez, L.F. (2006) Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions* 8: 927–939.
- Ruesink, J.L. (2005) Global analysis of factors affecting the outcome of freshwater fish introductions. *Conservation Biology* 19(6): 1883–1893.
- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D., Hines, A.H. (1997) Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist* 37(6): 621-632.
- Ruiz, G.M., Freestone, A.L., Fofonoff, P.W., Simkanin, C. (2009). Habitat distribution and heterogeneity in marine invasion dynamics: the importance of hard substrate and artificial structures. In Wahl, M. (Ed.) *Marine Hard Bottom Communities: Patterns, Dynamics, Diversity and Change*. Berlin, Springer p.321-332.
- Sampaio, F.D., Carolina, A.F., Vinícius, M.S.T., Jean, R.V., Luís, F.F. (2015) The precautionary principle and its approach to risk analysis and quarantine related to the trade of marine ornamental fishes in Brazil. *Marine Policy* 51: 163-168.
- Santos, J.L., Severino-Rodrigues, E., Vaz-dos-Santos, A.M. (2008) Estrutura populacional do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* nas regiões estuarina e marinha da baixada santista, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 34(3): 375–389.
- Sax, D.F., Gaines, S.D. (2003) Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 561–566.
- Seebens, H., Gastner, M.T., Blasius, B. (2013) The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology Letters* 16(6): 782–790.
- Seebens, H., Schwartz, N., Schupp, P.J., Blasius, B. (2016) Predicting the spread of marine species introduced by global shipping. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(20): 5646-5651.
- Shea K, Chesson P (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 170–176.
- Simberloff, D., Von Holle, B. (1999) Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1: 21–32.
- Simkanin, C., Davidson, I.C., Dower, J.F., Jamieson, G., Therriault, T.W. (2012) Anthropogenic structures and the infiltration of natural benthos by invasive ascidians. *Marine Ecology* 33(4): 499-511.

- Simkanin, C., Davidson, I.C., Therriault, T.W., Jamieson, G., Dower, J.F. (2017) Manipulating propagule pressure to test the invasibility of subtidal marine habitats. *Biological Invasions* 19(5): 1565–1575.
- Skóra, F., Abilhoa, V., Padial, A.A., Vitule, J.R.S. (2015) Darwin's hypotheses to explain colonization trends: evidence from a quasi-natural experiment and a new conceptual model. *Diversity and Distributions* 21(5): 583–594.
- Stachowicz, J.J. (2001) Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *Bioscience* 51: 235–246.
- Stachowicz, J.J., Byrnes, J.E. (2006) Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors. *Marine Ecology Progress Series* 311: 251–262.
- Stachowicz, J.J., Fried, H., Osman, R.W., Whitlatch, R.B. (2002) Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. *Ecology* 83: 2575–2590.
- Steenbeek, J., Buszowski, J., Christensen, V., Akoglu, E., Aydin, K., Ellis, N., et al. (2016) Ecopath with Ecosim as a model-building toolbox: source code capabilities, extensions, and variations. *Ecological Modelling* 319: 178–189.
- TCP - Terminal de Contêineres de Paranaguá (2010) *Estudo de impacto ambiental: Ampliação do cais*. Paranaguá 100pp.
- Tilman, D. (1997) Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78: 81–92.
- Tomás, A.R.G., Tutui, S.D.S., Fagundes, L., Souza, M.R. (2012) *Opsanus beta*: an invasive fish species in the Santos estuary, Brazil. *Boletim dos Instituto de Pesca* 38(4): 349–355.
- Tuomisto, H. (2010) A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2–22.
- Turbé, A., Strubbe, D., Mori, E., Carrete, M., Chiron, F., Clergeau, P., et al. (2017) Assessing the assessments: evaluation of four impact assessment protocols for invasive alien species. *Diversity and Distributions* 23(3): 297–307.
- Tyrell, M.C., Byers, J.E. (2007) Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342: 54–60.
- Ulanowicz, R.E., Puccia, C.J. (1990) Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5: 7–16.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2011) The strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi biodiversity targets. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2, 29 October 2010, Nagoya, Japan. COP CBD Tenth Meeting. www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-10. (Acessado em abril de 2017).

- UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (2014) *Atlantic Forest South-East Reserves*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. <http://whc.unesco.org/en/list/893> (Accessado em julho de 2015).
- Valdez-Moreno, M., Quintal-Lizama, C., Gomez-Lozano, R., Garcia-Rivas, M.C. (2012) Monitoring an alien invasion: DNA barcoding and the identification of lionfish and their prey on coral reefs of the Mexican Caribbean. *PLOS One* 7: e36636.
- Van Ofwegen, L.P., Haddad, M.A. (2011) A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. *Zootaxa* 3107: 38-46.
- Vaz-Pinto, F., Torrontegi, O., Prestes, A.C.L., Álvaro, N.V., Neto, A.I., Martins, G.M. (2013) Invasion success and development of benthic assemblages: Effect of timing, duration of submersion and substrate type. *Marine Environmental Research* 94: 72-79.
- Walters L. (2009) Ecology and management of the invasive marine macroalga *Caulerpa taxifolia*. In: *Management of invasive weeds*. Dordrecht, Netherlands 5: 287-318.
- Walters, C., Christensen, V. (2007) Adding realism to foraging arena predictions of trophic flow rates in Ecosim ecosystem models: shared foraging arenas and about feeding. *Ecological Modelling* 209: 34–350.
- Walters, C., Christensen, V., Pauly, D. (1997) Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7: 139–172.
- Walters, C., Juanes, F. (1993) Recruitment Limitation as a Consequence of Natural Selection for use of Restricted Feeding Habitats and Predation Risk Taking by Juvenile Fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2058-2070.
- Walters, C., Martell, S.J. (2004) *Harvest Management for Aquatic Ecosystems*. Princeton University Press.
- Walters, C., Pauly, D., Christensen, V., Kitchell, J.F. (2000) Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: Ecosim II. *Ecosystems* 3: 70–83.
- Wasson, K., Fenn, K., Pearse, J.S. (2005) Habitat differences in marine invasions of central California. *Biological Invasions* 7: 935–948.
- Witman, J.D., Etter, R.J., Smith, F. (2004) The relationship between regional and local species diversity in marine benthic communities: A global perspective. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101 (44): 15664–15669.
- Wotton, D.M., Hewitt, C.L. (2004) Marine biosecurity post-border management: Developing incursion response systems for New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38(3): 553–559.
- Wotton, D.M., O'Brien, C., Stuart, M.D., Fergus, D.J. (2004) Eradication success Down Under: heat treatment of a sunken trawler to kill the invasive seaweed *Undaria pinnatifida*. *Marine Pollution Bulletin* 49: 844–849.

Yemshanov, D., Koch, F.H., Ducey, M., Koehler, K. (2013) Mapping ecological risks with a portfolio-based technique: incorporating uncertainty and decision-making preferences. *Diversity & Distributions* 19:567–579.

Zenni, R.D., Dechoum, M.S., Ziller, S.R. (2016) Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas* 29(1): 133-153.

ANEXOS

Material suplementar Introdução Geral

Lista de organismos bentônicos de substrato consolidado no litoral do Paraná. Coletas realizadas entre julho de 2012 e janeiro de 2015.

Filo/ Classe	Ordem	Família	Espécie
CHLOROPHYTA			
Ulvophyceae	Cladophorales	Cladophoraceae	<i>Cladophora</i> cf. <i>montagneana</i> Kützting
			<i>Cladophora</i> sp.
	Ulvales	Ulvaceae	<i>Ulva rigida</i> C.Agardh
OCHROPHYTA			
Phaeophyceae	Dictyotales	Dictyotaceae	<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kützting) De Paula & De Clerck
			<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux cf de ciliolata
			<i>Padina gymnospora</i> (Kützting) Sonder
	Ectocarpales	Scytosiphonaceae	<i>Petalonia fascia</i> (O.F.Müller) Kuntze
	Fucales	Sargassaceae	<i>Sargassum</i> sp.
RODOPHYTA			
Flordeophyceae	Ceramiales	Ceramiceae	<i>Aglaothamnion uruguayense</i> (W.R.Taylor) N.E.Aponte, D.L.Ballantine & J.N.Norris
			<i>Ceramium dawsonii</i> A.B.Joly
			<i>Ceramium</i> sp.
		Rhodomelaceae	<i>Bryothamnion seaforthii</i> (Turner) Kützting
			<i>Neosiphonia ferulacea</i> (Suhr ex J.Agardh) S.M.Guimarães & M.T.Fujii
			<i>Neosiphonia tepida</i> (Hollenberg) S.M.Guimarães & M.T.Fujii
			<i>Palisada perforata</i> (Bory) K.W.Nam
			<i>Pterosiphonia parasitica</i> (Hudson) Falkenberg
			<i>Pterosiphonia pennata</i> (C.Agardh) Sauvageau
		Wrangeliaceae	<i>Wrangelia argus</i> (Montagne) Montagne
	Corallinales	Corallinaceae	<i>Amphiroa beauvoisii</i> J.V.Lamouroux
			<i>Amphiroa</i> sp.

Filo/ Classe	Ordem	Familia	Espécie
PORIFERA	Calcarea	Gigartinales	<i>Jania adhaerens</i> J.V.Lamouroux
			<i>Lithophyllum stictiforme</i> (Areschoug) Hauck
			<i>Lithothamnion</i> sp.
		Cystocloniaceae	<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux
			<i>Hypnea spinella</i> (C.Agardh) Kützing
			<i>Hypnea</i> sp.
		Gigartinaceae	<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq
		Halymeniaceae	<i>Halymenia</i> sp.
		Peyssonneliales	<i>Sonderophycus capensis</i> (Montagne) M.J.Wynne
	Rhodymeniales	Plocamiales	<i>Plocamium brasiliense</i> (Greville) M.Howe & W.R.Taylor
		Lomentariaceae	<i>Ceratodictyon variabile</i> (J.Agardh) R.E.Norris
			<i>Gelidiopsis variabilis</i> (Greville ex J.Agardh) F.Schmitz
	Clathrinida	Clathrinidae	<i>Clathrina confera</i> Klautau & Borojevic, 2001
		Chondrillidae	<i>Chondrilla cf. nucula</i> Schmidt, 1862
		Clionaida	<i>Cliona celata</i> Grant, 1826
		Polymastiidae	<i>Polymastia janeirensis</i> (Boury-Esnault, 1973)
		Suberitidae	<i>Aaptos</i> sp.
			<i>Protosuberites</i> sp.
	Halichondrida	Axinellidae	<i>Pseudosuberites</i> sp.
			<i>Terpios manglaris</i> Rützler & Smith, 1993
			<i>Axinella corrugata</i> (George & Wilson, 1919)
		Halichondriidae	<i>Drumacidon reticulatum</i> (Ridley & Dendy, 1886)
			<i>Axinyssa</i> sp.
			<i>Halichondria</i> sp.
Demospongiae	Haplosclerida	Scopalinae	<i>Scopalina ruetzleri</i> (Wiedenmayer, 1977)
		Calyspongiidae	<i>Calyspongia (Calyspongia)</i> sp.
		Chalinidae	<i>Haliclona (Haliclona)</i> sp.

Filo/ Classe	Ordem	Família	Espécie
Homoscleromorpha CNIDARIA Anthozoa	Poecilosclerida		<i>Haliclona (Rhizoniera)</i> sp.
		Niphatidae	<i>Haliclona (Soestella)</i> sp
		Petrosiidae	<i>Amphimedon</i> sp.
			<i>Petrosiidae</i>
			<i>Petrosia</i> sp.
		Microcionidae	<i>Clathria</i> sp.
		Mycalidae	<i>Hemimycale</i> sp.
			<i>Mycale (Carmia) microsigmatosa</i> Arndt, 1927
			<i>Mycale (Mycale)</i> sp.
			<i>Mycale (Zygomycale) angulosa</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)
	Verongida	Tedaniidae	<i>Tedania ignis</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)
	Homosclerophorida	Aplysinidae	<i>Aplysina caissara</i> Pinheiro & Hajdu, 2001
		Plakinidae	<i>Plakinastrella</i> sp.
	Actiniaria	Actiniidae	<i>Actinostella flosculifera</i> (Le Sueur, 1817)
			<i>Bunodosoma caissarum</i> Corrêa in Belém, 1987
	Alcyonacea	Clavulariidae	<i>Bunodosoma cangicum</i> Belém & Presleravato, 1973
			<i>Carijoa riisei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)
			<i>Stragulum bicolor</i> Ofwegen & Haddad, 2001
	Ceriantharia	Gorgoniidae	<i>Leptogorgia punicea</i> (Milne Edwards & Haime, 1857)
		Cerianthidae	<i>Ceriantheomorphe brasiliensis</i> Carlgren, 1931
Hydrozoa	Scleractinia	Astrocoeniidae	<i>Madracis decactis</i> (Lyman, 1859)
		Caryophylliidae	<i>Phyllangia americana</i> Milne Edwards & Haime, 1849
	Zoantharia	Rhizangiidae	<i>Astrangia rathbuni</i> Vaughan, 1906
		Parazoanthidae	<i>Parazoanthus swiftii</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)
		Sphenopidae	<i>Palythoa caribaeorum</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)
			<i>Palythoa variabilis</i> (Duerden, 1898)
	Anthoathecata	Bougainvilliidae	<i>Garveia franciscana</i> (Torrey, 1902)

Filo/ Classe	Ordem	Familia	Espécie
BRYOZOA	Cheilostomatida	Eudendriidae	<i>Eudendrium carneum</i> Clarke, 1882
		Oceanidae	<i>Corydendrium parasiticum</i> (Linnaeus, 1767)
		Pennariidae	<i>Pennaria disticha</i> Goldfuss, 1820
		Aglaopheniidae	<i>Aglaophenia latecarinata</i> Allman, 1877
			<i>Gymnangium allmani</i> (Marktanner-Turneretscher, 1890)
			<i>Macrorhynchia philippina</i> Kirchenpauer, 1872
			<i>Chytia gracilis</i> (Sars, 1850)
		Campanulariidae	<i>Obelia bidentata</i> Clark, 1875
			<i>Obelia dichotoma</i> (Linnaeus, 1758)
			<i>Kirchenpaueria halecioides</i> (Alder, 1859)
		Kirchenpaueriidae	<i>Idiellana pristis</i> (Lamouroux, 1816)
		Sertulariidae	<i>Sertularia marginata</i> (Kirchenpauer, 1864)
			<i>Sertularia turbinata</i> (Lamouroux, 1816)
		Aeteidae	<i>Aetea</i> sp.
		Bugulidae	<i>Bicelliariella edentata</i> Marcus, 1955
			<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)
			<i>Bugulina stolonifera</i> (Ryland, 1960)
			<i>Crisularia bowiei</i> (Vieira, Winston & Fehlauer-Ale, 2012)
			<i>Licornia</i> sp.
		Candidae	<i>Celleporina</i> sp.
		Catenicellidae	<i>Catenicella uberrima</i> (Harmer, 1957)
		Epistomiidae	<i>Synnotum</i> sp.
		Hippopodinae	<i>Hippopodina</i> sp.
		Membraniporidae	<i>Hippoporina indica</i> Madhavan Pillai, 1978
			<i>Biflustra arborescens</i> (Canu & Bassler, 1928)
			<i>Biflustra denticulata</i> (Busk, 1856)
		Phidoloporidae	<i>Rhynchozoon</i> sp.

Filo/ Classe	Ordem	Familia	Espécie
Stenolaemata MOLLUSCA Bivalvia	Ctenostomatida	Quadricellariidae	<i>Nellia</i> sp.
			<i>Nellia oculata</i> Busk, 1852
		Savignyeiellidae	<i>Savignyella lafontii</i> (Audouin, 1826)
		Schizoporellidae	<i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)
			<i>Schizoporella pungens</i> Canu & Bassler, 1928
		Sinoflustridae	<i>Sinoflustra annae</i> (Osburn, 1953)
		Vesiculariidae	<i>Amathia verticillata</i> (Delle Chiaje, 1822)
			<i>Amathia</i> sp.1
			<i>Amathia</i> sp.2
			<i>Crisia</i> sp.
	Cyclostomatida	Crisiidae	
			<i>Arca imbricata</i> Bruguière, 1789
		Arcidae	<i>Barbatia candida</i> (Helbling, 1779)
			<i>Lunarca ovalis</i> (Bruguière, 1789)
		Semelidae	<i>Semele proficua</i> (Pulteney, 1799)
		Chamidae	<i>Chama congregata</i> Conrad, 1833
		Limidae	<i>Limaria</i> sp.
		Myidae	<i>Sphenia fragilis</i> (H. Adams & A. Adams, 1854)
		Mytilidae	<i>Brachidontes rodriguezii</i> (d'Orbigny, 1842)
			<i>Brachidontes</i> sp.
Ostreida	Ostreida		<i>Leiosolenus bisulcatus</i> (d'Orbigny, 1853)
			<i>Modiolus carvalhoi</i> Klappenbach, 1966
			<i>Musculus viator</i> (d'Orbigny, 1842)
			<i>Myoforceps aristatus</i> (Dillwyn, 1817)
			<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)
		Ostreidae	<i>Ostrea puelchana</i> d'Orbigny, 1842
		Pteriidae	<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)
			<i>Pteria colymbus</i> (Röding, 1798)

Filo/ Classe	Ordem	Familia	Espécie
Gastropoda	Pectinida	Pectinidae	<i>Pinctada imbricata</i> Röding, 1798
			<i>Paraleptopecten bavayi</i> (Dautzenberg, 1900)
	Venerida	Veneroidea	<i>Leptopecten bavayi</i> (Dautzenberg, 1900)
	Caenogastropoda	Cerithiidae	<i>Puberella pubera</i> (Bory de Saint-Vincent, 1827)
			<i>Bitiolum varium</i> (Pfeiffer, 1840)
			<i>Cerithium atratum</i> (Born, 1778)
	Littorinimorpha	Naticidae	<i>Polinices hepaticus</i> (Röding, 1798)
		Ranellidae	<i>Monoplex parthenopeus</i> (Salis Marschlin, 1793)
		Velutinidae	<i>Lamellaria mopsicolor</i> Ev. Marcus, 1958
	Neogastropoda	Columbellidae	<i>Costoanachis sertulariarum</i> (d'Orbigny, 1839)
			<i>Costoanachis sparsa</i> (Reeve, 1859)
		Mangelidae	<i>Cryoturris adamsii</i> (E. A. Smith, 1884)
			<i>Ithythythara cf. hyperlepta</i> Haas, 1953
		Muricidae	<i>Coralliophila aberrans</i> (C. B. Adams, 1850)
			<i>Stramonita brasiliensis</i> Claremont & D. G. Reid, 2011
			<i>Morula nodulosa</i> (C. B. Adams, 1845)
			<i>Trachypollia turricula</i> (Maltzan, 1884)
		Nassariidae	<i>Nassarius albus</i> (Say, 1826)
		Olividae	<i>Americoliva circinata</i> (Marrat, 1871)
			<i>Olivella deflorei</i> Klappenbach, 1964
			<i>Olivancillaria urceus</i> (Röding, 1798)
ANNELIDA		Strictispiridae	<i>Strictispira paxillus</i> (Reeve, 1845)
		Terebridae	<i>Hastula hastata</i> (Gmelin, 1791)
	Pyramidelloidea	Amathinidae	<i>Iselica globosa</i> (H. C. Lea, 1843)
	Trochidae	Calliostomatidae	<i>Calliostoma moscatellii</i> Quinn, 1992
	Vetigastropoda	Fissurellidae	<i>Diodora patagonica</i> (d'Orbigny, 1839)
	Eunicida	Eunicidae	<i>Nicidion cariboea</i> (Grube, 1856)

Filo/ Classe	Ordem	Família	Espécie
		Balanidae	<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854) <i>Amphibalanus eburneus</i> (Gould, 1841) <i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854) <i>Amphibalanus reticulatus</i> (Utinomi, 1967) <i>Balanus trigonus</i> Darwin, 1854 <i>Fistulobalanus citerosum</i> (Henry, 1973) <i>Megabalanus coccopoma</i> (Darwin, 1854)
ECHINODERMATA			
Asteroidea	Forcipulatida	Asteriidae	<i>Coscinasterias tenuispina</i> (Lamarck, 1816) <i>Echinaster (Othilia) brasiliensis</i> Müller & Troschel, 1842
Crinoidea	Spinulosida	Echinasteridae	
Echinoidea	Comatulida	Tropiometridae	<i>Tropiometra carinata</i> (Lamarck, 1816)
	Arbacioida	Arbaciidae	<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)
	Camarodonta	Echinometridae	<i>Echinometra lucunter</i> (Linnaeus, 1758)
Holothuroidea	Aspidochirotida	Holothuriidae	<i>Holothuria (Halodeima) grisea</i> Selenka, 1867
		Stichopodidae	<i>Isostichopus badionotus</i> (Selenka, 1867)
Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiotrichidae	<i>Ophiothela mirabilis</i> Verrill, 1867
CHORDATA			
Ascidiacea	Aplousobranchia	Clavelinidae	<i>Clavelina oblonga</i> Herdman, 1880
		Didemnidae	<i>Didemnum granulatum</i> Tokioka, 1954 <i>Didemnum psammotodes</i> (Sluiter, 1895) <i>Didemnum perlucidum</i> Monniot F., 1983 <i>Didemnum speciosum</i> (Herdman, 1886) <i>Didemnum</i> sp.1 <i>Didemnum</i> sp.2 <i>Didemnum</i> sp.3 <i>Diplosoma listerianum</i> (Milne Edwards, 1841) <i>Trididemnum orbiculatum</i> (Van Name, 1902) <i>Cystodytes</i> cf. <i>dellechiaiei</i> (Della Valle, 1877)
		Polycitoridae	

Filo/ Classe	Ordem	Família	Espécie
	Phlebobranchia	Asciidiidae	<i>Ascidia sydneiensis</i> Stimpson, 1855
		Perophoridae	<i>Perophora regina</i> Goodbody & Cole, 1987
	Stolidobranchia	Pyuridae	<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1878
		Styelidae	<i>Botrylloides nigrum</i> Herdman, 1886
			<i>Polyandrocarpa anguinea</i> (Sluiter, 1898)
			<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)
			<i>Symplegma brakenhielmi</i> (Michaelsen, 1904)
			<i>Symplegma rubra</i> Monniot C., 1972

Espécies exóticas em negrito

Material suplementar Capítulo 1

Here we discuss in more detail the current situation of NIS and cryptogenic species in the state of Paraná and comment previous records.

There are also some NIS that were not found in Paraná waters, but deserve special attention, such as the cup corals *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 and *Tubastraea Tagusensis* Wells, 1982, which occur in both neighbor states of São Paulo and Santa Catarina (LOPES 2009, MANTELLATO et al. 2011). These species may occur in massive abundances and reduce local biodiversity by competing with native species (CREED 2006). Another species of concern is the ascidian *Ciona robusta* Hoshino & Tokioka, 1967 (former *C. intestinalis* sp. A), probably the species present in São Paulo (ROCHA & BONNET 2009) and Rio de Janeiro (MARINS et al. 2009). Although it is still very rare in Brazil, in other places of the world it can be abundant, reduce the biodiversity and change species composition in sessile communities (BLUM et al. 2007). This ascidian can also impact species of commercial importance, like mussels and oysters (RAMSAY et al. 2008). Bellow, we discuss the NIS within each of the taxonomical groups present in the research area:

Ascidians

Although the official list of introduced species of Brazil brings only two ascidians (*Ascidia sydneiensis* Stimpson, 1885 and *Styela plicata* (Lesueur, 1823)) (LOPES 2009), five non-native ascidians occur in Paraná. *Ascidia sydneiensis* has been first recorded at Galheta island (ROCHA & KREMER 2005), and now in artificial reefs located offshore. *Styela plicata* is usually found in artificial substrates near harbor areas and associated with bivalve aquaculture (LOPES 2009). Indeed, in Paraná the species was found on artificial substrata in Guaratuba Bay, but also on rocky substrata of Mel island (ROCHA & KREMER 2005), which is under direct influence of PEC. Although, it is abundant and considered invasive in other regions of the Brazilian coast, in the present survey it was found in only one site of natural substrata inside PEC.

Ascidia tenue (Monniot, 1983) and *Sidneioides peregrinus* Kremer, Metri & Rocha, 2011 have been recorded only once, the former on artificial substrata located offshore (BUMBEER & ROCHA 2012) and the latter underneath rocks inside PEC (KREMER et al. 2011).

Clavelina oblonga Herdman, 1880 was the most spread ascidian of the present study, occurring in 6 of the 12 surveyed sites. This species has been previously classified as cryptogenic (ROCHA & KREMER 2005), however a recent genetic study showed that the individuals found along the Brazilian coast had invariable COI molecule, suggesting introduction of only one haplotype (ROCHA et al. 2012).

Cirripedia

Five of the six introduced species of barnacles reported for Brazil (CARLTON et al. 2011) occurred in Paraná and were found in this field survey, the only exception being *Amphibalanus subalbidus* (Henry, 1983). *Amphibalanus Amphitrite* Darwin, 1854 and *Amphibalanus reticulatus* (Utinomi, 1967) are reported as the most common species in shipping records (CARLTON et al. 2011), and they have been reported as abundant on artificial substrata both inside PEC (CANGUSSU et al. 2010, KLÔH et al. 2013) and offshore (BUMBEER & ROCHA 2012). In this study, *A. amphitrite* occurred only in one site of artificial substrate, while *A. reticulatus* was registered on natural substrata inside PEC and in artificial reefs offshore. Both species have already been recorded in natural substrates, even though not abundant (KLÔH et al. 2013). In Paraná, *Balanus trigonus* Darwin, 1854 has been unfrequently recorded on artificial substrata inside PEC (CANGUSSU et al. 2010), but frequently offshore (BUMBEER & ROCHA 2012). In the present survey the species was found only in the artificial reefs located offshore.

Megabalanus coccopoma Darwin, 1854 is not common in Paraná (CANGUSSU et al. 2010, BUMBEER & ROCHA 2012). Although it has been found only in three sites inside PEC in the subtidal region, it is reported to occur frequently in the intertidal region colonizing ropes, buoys and other artificial structures (J. Bumbeer, pers. comm.).

Striatobalanus amaryllis Darwin, 1854 has been previously reported in low frequencies in PEC (NEVES et al. 2007, CANGUSSU et al. 2010). However, this was the barnacle species that occurred in more sites in the present field survey, and it was the most abundant barnacle in artificial substrate offshore (BUMBEER & ROCHA 2012). Southern range expansion of this species requires special attention, since Paraná is the current southern limit of the reported geographical range.

Cnidaria

The three species of cnidarians found, the octocorals *Stragulum bicolor* van Ofwegen & Haddad, 2011 and *Carijoa riisei* (Duchassaing & Michelotti, 1860), and the hydrozoan

Garveia franciscana Torrey, 1902, were classified as established. The first was found in seven different sites, mainly located inside PEC, except by Mel island, which is also under direct estuarine influence. Paranaguá Bay was the first place where the species has been recorded in the Brazilian coast, both on artificial and natural substrata around 15 years ago (VAN OFWEGEN & HADDAD 2011). However, *S. bicolor* has already been found away from the estuary, near Currais Archipelago (BUMBEER & ROCHA 2012) and on intertidal beach rocks at the neighbor state of Santa Catarina (VAN OFWEGEN & HADDAD 2011). The spread of the species to natural habitats, even inside estuarine environments, indicates its invasive behavior. Indeed, a recent study demonstrated that this species is efficient in occupying both pre-colonized and clean substrates (ALTVATER & COUTINHO 2015).

Carijoa riisei has been introduced in the Atlantic long ago (CONCEPCION et al. 2010). In Paraná, the species have been recorded on artificial substrates inside Paranaguá Bay (M.D. Correia, pers. comm., CANGUSSU et al. 2010) and near Currais Islands (BUMBEER & ROCHA 2012). However, this survey showed that *C. riisei* was the most spread introduced species and frequent in natural habitats, mainly outside the PEC.

Garveia franciscana was first reported in Paranaguá Bay in 2004 (NEVES et al. 2007) and later it was found abundantly on experimental plates deployed offshore (BUMBEER & ROCHA 2012). Despite this last record, this species is typical of estuarine areas, and has not been found at open ocean sites since then. In this study it was recorded only inside PEC, and for the first time in natural substrate.

Decapoda

The crab *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) was first reported in Paraná in 2007, in areas of oyster aquaculture in both Paranaguá and Guaratuba bays (FRIGOTTO & SERAFIM-JUNIOR 2007). Later, one specimen was collected in trawling surveys during an Environmental Impact Study near Paranaguá Port (TCP 2010). Although not published, there are reports that this species is widespread inside Paranaguá Bay, occurring in intertidal areas at rocky shores. In the present study, *C. hellerii* was observed in one site (Bananas island). Probably more specimens and sites would be recorded if the field survey effort had been focused at intertidal zones.

Echinodermata

The ophiuroid *Ophiotela mirabilis* Verrill, 1867 was first reported from Brazil in 2000, in Rio de Janeiro (HENDLER et al. 2012). Since then, the species has been repeatedly

collected from Bahia to Santa Catarina, demonstrating its rapid spread. At Paraná, this species was observed at Mel island in 2009 (HENDLER et al. 2012). Indeed, *O. mirabilis* was one of the most spread species of the present study, occurring in 6 of the 12 surveyed sites. Beyond Mel island, we collected the species in five new sites, located mainly offshore. The proliferation of *O. mirabilis* is enhanced by its capacity of fissiparous asexual reproduction, in addition to low host specificity, which may help it to colonize new habitats (MANTELLATO et al. 2016). We identified at least five different host species, including the gorgonian *Leptogorgia punicea* (Milne Edwards & Haime, 1857), the zoanthid *Parazoanthus swiftii* (Duchassaing & Michelotti, 1860) and the sponges *Mycale angulosa* (Duchassaing & Michelotti, 1864), *Tedania ignis* (Duchassaing & Michelotti, 1864) and *Polymastia janeirensis* (Boury-Esnault, 1973).

Mollusca

The invasive mytilid *Myoforceps aristatus* (Dillwyn, 1817) was first reported from Rio de Janeiro and São Paulo (SIMONE & GONÇALVES 2006). Currently it is also known from Ceará, Bahia and Santa Catarina (BREVES-RAMOS et al. 2010, AGUDO-PADRÓN 2011, CAVALLARI et al. 2012). In the present study, the species has been found boring oysters shells and barnacles in both natural and artificial substrata, in depths ranging between 3 and 18 m.

Other two exotic bivalves in Brazilian waters occur in Paraná, the mytilids *Perna perna* (Linnaeus, 1758) and *Isognomon bicolor* (Adams, 1845) (LOPES 2009, IAP 2015). Despite being a NIS, *P. perna* is considered a historically introduced species, which is widespread at both natural and artificial substrata, as well as largely cultivated in many states of Brazil, mainly those located in the southern region (BOSCARDIN 2008).

Polychaeta

The species *Polydora cornuta* Bosc, 1802 has been first reported boring in shells of oysters attached to artificial substrata in 2004 inside PEC (NEVES et al. 2007). It has not been retrieved in the present survey.

Cryptogenic species

In addition to the NIS just listed, the bryozoans *Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822) (formerly *Zoobotryon verticillatum*, see WAESCHENBACH et al. 2015) and *Schizoporella errata* (Waters, 1878) were also found in our field sampling. The first one was found in

our field surveys and is usually collected in large quantities during trawling activities in the PEC (F. Possato pers.comm.). The bryozoan *S. errata* was also found occupying vast areas of both natural and artificial substrates. This bryozoan has been included in the Brazilian list of marine invasive NIS (LOPES 2009), but is considered cryptogenic by some specialists, since we do not know its native geographical range (VIEIRA et al. 2008). There are also many discussions about the origin and invasibility potential of *A. verticillata*. The species has been labeled as cryptogenic in the Caribbean Sea and South Atlantic (FLOERL et al. 2009), but recently GALIL & GEVILI (2014) argue that its real native origin is the Caribbean Sea. Apart the controversy, its aggressive behavior when occupying substrates and widespread distribution suggest that this species require special attention regarding its abundance and possible impacts.

Another cryptogenic species in Paraná waters is the newly described hydrozoan *Podocoryna Loyola* Haddad, Bettim & Miglietta, 2014 (HADDAD et al. 2014). Molecular analysis and ecological characteristics – like colonization of artificial substrata in estuarine areas – suggests that *P. loyola* is more likely to be exotic to the region (CANGUSSU et al. 2010, HADDAD et al. 2014). The species was not found in the present field survey, although it is a constant component of fouling community on experimental plates inside PEC. Thus, it is important to monitor its spread to natural habitats and possible impacts on native communities.

LITERATURE CITED

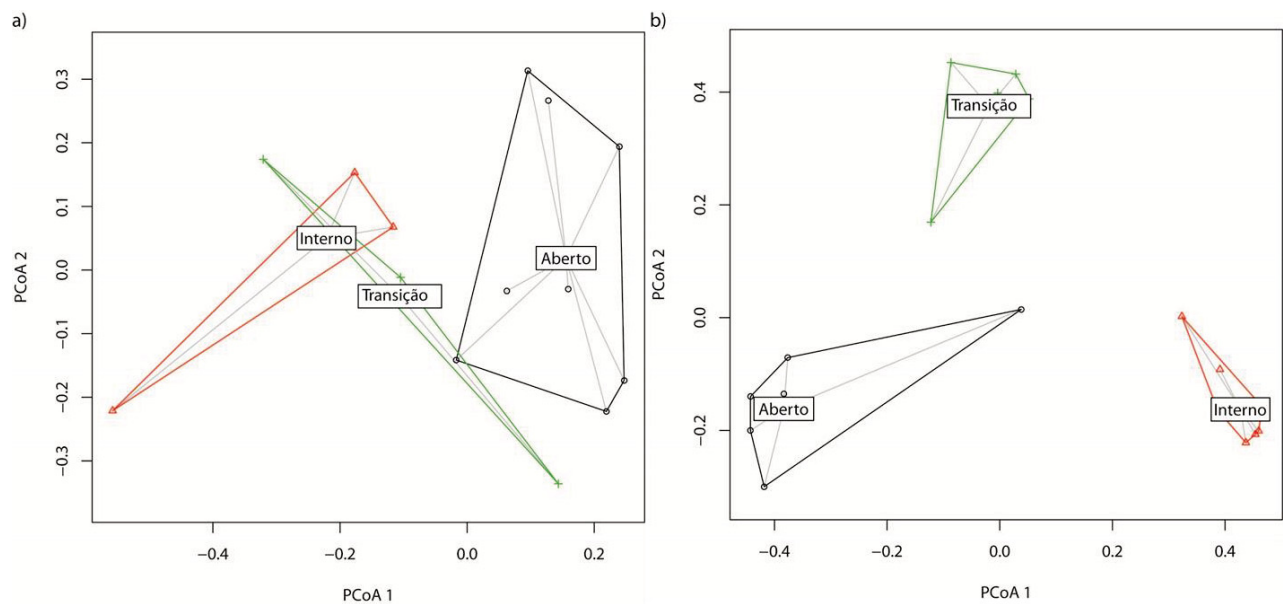
- AGUDO-PADRÓN AI (2011) Exotic molluscs (Mollusca, Gastropoda et Bivalvia) in Santa Catarina State, Southern Brazil region: check list and regional spatial distribution. **Biodiversity Journal**2(2): 53-58.
- ALTVATER L, COUTINHO R (2015) Colonisation, competitive ability and influence of *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Cnidaria, Anthozoa) on the fouling community in Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**462: 55-61. doi: 10.1016/j.jembe.2014.10.007
- BLUM JC, CHANG AKL, LILJESTHRÖM M, SCHENK ME, STEINBERG MK, RUIZ GM (2007) The non-native solitary ascidian *Ciona intestinalis* (L.) depresses species richness. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 342: 5-14. doi: 10.1016/j.jembe.2006.10.010

- BOSCARDIN NR (2008) A Produção Aquícola Brasileira, p. 27-72. In: OSTRENSKY A, JT BORGHETTI, SOTO D (Eds) **Aqüicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Brasília, Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), 276p.
- BREVES-RAMOS A, PIMENTA AD, SZÉCHY MTM, JUNQUEIRA AOR (2010) Mollusca, Bivalvia, Mytilidae, *Myoforceps aristatus* (Dillwyn, 1817): Distribution and new record localities at Ilha Grande Bay, Brazil. **Check List**6(3): 408-409.
- BUMBEER JA, ROCHA RM (2012) Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. **Zoologia**29(2): 126-134. doi: 10.1590/S1984-46702012000200005
- CANGUSSU LC, ALTVATER L, HADDAD MA, CABRAL AC, LINZMEIER H, ROCHA RM (2010) Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. **Brazilian Journal of Oceanography**58(3): 219-231.
- CARLTON JT, NEWMAN WA, PITOMBO FB (2011) Barnacle Invasions: Introduced, Cryptogenic, and Range Expanding Cirripedia of North and South America, p. 159-214. In: GALIL BS, CLARK PF, CARLTONJT (Eds) **In the Wrong Place – Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts**. Dordrecht, Springer, Series in Invasion Ecology, XVI+716p. doi: 10.1007/978-94-007-0591-3
- CAVALLARI DC, GONÇALVES EP, AMARAL VS (2012) New occurrences of *Myoforceps aristatus* (Bivalvia: Mytilidae) in the Brazilian coast. **Strombus**19: 23-27.
- CONCEPCION GT, KAHNG SE, CREPEAU MX, FRANKLIN EC, COLES SL, TOONEN RJ (2010) Resolving natural ranges and marine invasions in a globally distributed octocoral (genus *Carijoa*). **Marine Ecology Progress Series**, 401: 113-127. doi: [10.3354/meps08364](https://doi.org/10.3354/meps08364).
- CREED JC (2006) Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. **Coral Reefs** 25(3): 350-350.
- FLOERL O, INGLIS GJ, GORDON DP (2009) Patterns of taxonomic diversity and relatedness among native and non-indigenous bryozoans. **Diversity and Distributions** 15(3): 438-449.
- FRIGOTTO SF, SERAFIM-JUNIOR M (2007). First record of *Charybdis hellerii* (Milne Edwards, 1867) (Crustacea) in the littoral State of Paraná. **Estudos Biológicos**29(67): 227-230.

- GALIL BS, GEVILI R (2014) *Zoobotryon verticillatum* (Bryozoa: Ctenostomatida: Vesiculariidae), a new occurrence on the Mediterranean coast of Israel. **Marine Biodiversity Records**7: 1.
- HADDAD MA, BETTIM AL, MIGLIETTA MP (2014) *Podocoryna loyola*, n. sp. (Hydrozoa, Hydractiniidae): a probably introduced species on artificial substrate from southern Brazil. **Zootaxa**3796(3): 494-506.
- HENDLER G, MIGOTTO AE, VENTURA CRR, WILK L (2012) Epizoid *Ophiothella* brittle stars have invaded the Atlantic. **Coral Reefs**31(4): 1005. doi: 10.1007/s00338-012-0936-6
- IAP (2015) Portaria nº 059, 15 de abril de 2015. Reconhece como espécies exóticas invasoras no estado do Paraná as espécies relacionadas nos Anexos 1 (Plantas), 2 (Vertebrados) e 3 (Invertebrados) da presente Portaria. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná, available online at: <http://www.iap.pr.gov.br/uploads/0a0fca82-a800-ee6d.pdf> [Accessed: 14/07/2015]
- KLÔH ADS, FARRAPEIRA CMR, RIGO APR, ROCHA RM (2013) Intertidal native and introduced barnacles in Brazil: distribution and abundance. **Marine Biodiversity Records**6: e102. doi: 10.1017/S1755267213000766
- KREMER LP, METRI R, ROCHA RM (2011) Description of *Sidneioides peregrinus* sp. nov. (Tunicata: Ascidiacea: Polyclinidae): a possible exotic species in the Atlantic Ocean. **Zoologia** 28(6): 784-788. doi: 10.1590/S1984-46702011000600012
- LOPES RM (2009) **Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade 33, 439p.
- MANTELLATO MC, CREED JC, MOURÃO GG, MIGOTTO AE, LINDNER A (2011) Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. **Coral Reefs** 30: 397. doi: 10.1007/s00338-011-0720-z
- MANTELATTO MC, VIDON LF, SILVEIRA RB, MENEGOLA C, ROCHA RM, CREED JC (2016) Host species of the non-indigenous brittle star *Ophiothella mirabilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): an invasive generalist in Brazil? **Marine Biodiversity Records**9(1):8.
- MARINS FO, OLIVEIRA CS, MACIEL NMV, SKINNER LF (2009) Reinclusion of *Ciona intestinalis* (Ascidiacea: Cionidae) in Brazil – a methodological view. **Marine Biodiversity Records** 2: e112. doi: 10.1017/S175526720900116X

- NEVES CS, ROCHA RM, PITOMBO FB, ROPER JJ (2007) Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. **Biofouling** **23**(5): 319-330. doi: 10.1080/08927010701399174
- RAMSAY A, DAVIDSON J, LANDRY T, ARSENAULT G (2008) Process of invasiveness among exotic tunicates in Prince Edward Island, Canada. **Biological Invasions** **10**:1311-1316. doi: 10.1007/s10530-007-9205-y
- ROCHA RM, BONNET N (2009) Ascídias (Tunicata, Ascidiacea) introduzidas no Arquipélago de Alcatrazes. **Iheringia, Série Zoologia**, **99**(1): 27-35. doi:10.1590/S0073-47212009000100004
- ROCHA RM, KREMER LP (2005). Introduced Ascidiaceans in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** **22**(4): 1170-1184. doi: 10.1590/S0101-81752005000400052
- ROCHA RM, KREMER LP, FEHLAUER-ALE KH (2012) Lack of COI variation for *Clavelina oblonga* (Tunicata, Ascidiacea) in Brazil: Evidence for its human-mediated transportation? **Aquatic Invasions** **7**(3): 419-424.
- SIMONE LRL, GONÇALVES EP (2006) Anatomical study on *Myoforceps aristatus*, an invasive boring bivalve in SE Brazilian Coast (Mytilidae). **Papéis Avulsos de Zoologia** **46**(6): 57-65.
- TCP (2010) **Estudo de impacto ambiental: Ampliação do cais**. Paranaguá, Terminal de Contêineres de Paranaguá, 100p.
- VAN OFWEGEN LP, HADDAD MA (2011) A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. **Zootaxa** **3107**: 38-46.
- VIEIRA LM, MIGOTTO AE, WINSTON JE (2008) Synopsis and annotated checklist of Recent marine Bryozoa from Brazil. **Zootaxa** **1810**: 1-39.
- WAESCHENBACH A, VIEIRA LM, REVERTERRA LO, SOUTOTERRA LM J, NASCIMENTO KB, FEHLAUER-ALE KH (2015) A phylogeny of Vesiculariidae (Bryozoa, Ctenostomata) supports synonymization of three genera and reveals possible cryptic diversity. **Zoologica Scripta** **44**(6): 667-683. doi: 10.1111/zsc.12130

Material suplementar Capítulo 2



PCoA indicando a variação da diversidade entre setores da comunidade bentônica encontrada em substrato a) artificial e b) natural. Método: Bray-Curtis

Material suplementar Capítulo 3

Table S1. Sources and references of data used to build the Paraná coast model.

Functional Group	Value used in the model	Original Value (before balancing)	Sources and References
Phytoplankton			
B	24.17	24.00	Rocha et al. (2007), Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004). The values were increased in 1.5 times because of higher production in the area (Brandini et al. 2007) in relation to the region where values were calculated
P/B	152.80	152.80	Rocha et al. (2007)
Algae			
B	12.96	-	estimated by Ecopath
P/B	6.00		
Zooplankton			
B	7.23	-	estimated by Ecopath
P/B	40.00	40.00	Rocha et al. (2007)
Q/B	160.00	160.00	Rocha et al. (2007)
diet			Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Benthos			
B	48.84	-	estimated by Ecopath
P/B	4.00		
Q/B	15.00	12.00	From the equation $QB=3*PB$
diet			Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Shrimps			
B	8.70	-	estimated by Ecopath
P/B	6.50	6.50	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Q/B	18.00	18.00	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
diet			Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Invasive Car Fish			

Functional Group	Value used in the model	Original Value (before balancing)	Sources and References
B	0.05	0.05	simulated low biomass
P/B	0.83	0.83	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	7.03	7.03	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from fishbase.org
diet			Morris & Akins (2009), Arias-Gonzales et al. (2011), Albins (2013), Côté & Majcovich (2010), Dark & Beal (2013), Jud et al. (2011)
Lgreeflut			
B	0.15	0.15	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015) and Daros (2014) (2008-2009)
P/B	0.93	0.33	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	5.97	5.52	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from fishbase.org
diet			fishbase.org
Juv Lgreeflut			
B	0.02	-	estimated by Ecopath using multistanza assumptions
P/B	4.20	1.14	Z = M; M = empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	21.66	-	estimated by Ecopath using multistanza assumptions
diet			fishbase.org
Lggrouper			
B	0.18	0.32	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015) and Daros (2014) (2008-2009).
P/B	0.80	0.32	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	4.48	4.48	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from fishbase.org
diet			Gibran (2007), Machado et al. (2008), Possamai (2012), Condini et al. (2015, 2016), fishbase.org
Mackerel *			
B	0.10	0.09	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015) and Daros (2014) (2008-2009)
P/B	1.39	0.61	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from Nobrega & Lessa (2009)
Q/B	6.32	6.36	From the empirical equation of Palomares and Pauly (1998). Aspect and W_{∞} from fishbase.org
diet			Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Juv. Mackerel *			
B	0.01	-	estimated by Ecopath using multistanza assumptions

Functional Group	Value used in the model	Original Value (before balancing)	Sources and References
P/B	1.84	0.90	Z=M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	18.01	-	estimated by Ecopath using multistanza assumptions
diet			fishbase.org
SmreefOni			
B	0.83	0.83	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015) and Daros (2014) (2008-2009). Bottom trawl survey from REBIMAR database (2014-2015)
P/B	3.84	1.84	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	9.40	20.40	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from fishbase.org
diet			Pereira & Jacobucci (2008), fishbase.org
SmreefHer			
B	0.67	0.67	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015) and Daros (2014) database (2008-2009)
P/B	1.85	1.55	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	11.11	21.12	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from fishbase.org
diet			Aued (2012), fishbase.org
IntreefHer			
B	1.27	2.27	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015) and Daros (2014) (2008-2009)
P/B	0.74	0.74	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	13.01	13.11	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from fishbase.org
diet			fishbase.org
IntreefPla			
B	0.23	0.23	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015) and Daros (2014) (2008-2009). Bottom trawl survey from Contente (2013) (2009-2010), Robert (2008) (2004-2006) and REBIMAR database (2014-2015)
P/B	2.44	1.44	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from Santos (2006), Pichler (2009) and fishbase.org
Q/B	14.81	14.81	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Santos (2006), Pichler (2009) and fishbase.org
diet			Hofling et al. (1998), Chaves & Umbria (2003), Vasconcelos-Filho et al. (2003), fishbase.org
IntreefCar			

Functional Group	Value used in the model	Original Value (before balancing)	Sources and References
B	0.28	-	estimated by Ecopath
P/B	1.04	1.04	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009), Santos (2006), Pichler (2009) and fishbase.org
Q/B	9.85	9.85	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009), Santos (2006), Pichler (2009) and fishbase.org
diet			Aguilar & Filomeno (1995), Vasconcelos-Filho et al. (2003), Pereira et al. (2014), fishbase.org
Triggerfish			
B	0.73	0.73	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015). Bottom trawl survey from REBIMAR database (2014-2015)
P/B	0.83	0.83	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	7.93	7.93	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from fishbase.org
diet			Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
IntreefPis			
B	0.06	-	estimated by Ecopath
P/B	3.00	3.90	From the equation $PB=QB/3$
Q/B	11.70	11.70	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). W_{∞} from from Schwarz Jr. (2009), Santos (2006) and fishbase.org
diet			Hofling et al. (1998), fishbase.org
LgereefPis *			
B	0.20	0.20	Visual censuses from REBIMAR database (2012-2015) and Daros (2014) (2008-2009)
P/B	0.98	0.78	Z=F+M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from Santos (2006) and fishbase.org
Q/B	9.47	8.75	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). W_{∞} from Santos (2006) and fishbase.org
diet			fishbase.org
Juv. LgereefPis *			
B	0.00	-	estimated by Ecopath using multistanza assumptions
P/B	6.00	1.40	Z=M; M= empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from fishbase.org
Q/B	57.08	-	estimated by Ecopath using multistanza assumptions
diet			fishbase.org

Functional Group	Value used in the model	Original Value (before balancing)	Sources and References
SmPL			
B	1.26	-	estimated by Ecopath
P/B	3.89	4.89	From the equation $PB=QB/3$
Q/B	14.68	14.68	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Gomes (2004), Santos (2006) and fishbase.org
diet			Sergipense et al. (1999), Chaves & Vendel (2008), Krumme et al. (2008)
SmCAR			
B	1.87	-	estimated by Ecopath
P/B	2.86	2.89	$Z=F+M$; M = empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)
Q/B	17.71	17.71	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)
diet			Umbria (1999), Chiaverini (2008), Pombo et al. (2013), fishbase.org
IntZoob			
B	1.33	0.44	Bottom trawl survey from Conte (2013) (2009-2010), Robert (2008) (2004-2006) and REBIMAR database (2014-2015)
P/B	3.90	2.99	$Z=F+M$; M = empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)
Q/B	12.01	12.01	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)
diet			Branco et al. (1997), Chaves & Correa (2000), Chiaverini (2008), Denadai et al. (2013), Bessa et al. (2014), Vasconcelos-Filho (2003)
IntCar			
B	1.70	0.96	Bottom trawl survey from Conte (2013) (2009-2010), Robert (2008) (2004-2006) and REBIMAR database (2014-2015)
P/B	3.06	2.06	$Z=F+M$; M = empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)
Q/B	9.23	12.23	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)

Functional Group	Value used in the model	Original Value (before balancing)	Sources and References
diet			Chaves & Otto (1998), Chaves & Vendel (1998), Hofling et al. (1998), Chaves & Umbria (2003), Guedes et al. (2004), Romero (2008), Frehse (2009)
LgeCa			
B	0.82	-	estimated by Ecopath
P/B	1.84	3.27	From the equation $PB=QB/3$
Q/B	7.18	9.83	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009), Santos (2006) and fishbase.org
diet			Chaves & Umbria (2003), Vasconcelos-Filho (2003), Anni & Pinheiro (2009)
Croacker			
B	0.34	-	estimated by Ecopath
P/B	1.30	1.16	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Q/B	7.51	6.94	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from fishbase.org
diet			Chaves & Umbria (2003), Lopez (2011)
Sardine			
B	0.42	-	estimated by Ecopath
P/B	3.00	3.00	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Q/B	11.82	11.20	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
diet			Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Mulets			
B	0.03	-	estimated by Ecopath
P/B	1.00	1.00	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Q/B	8.96	11.06	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
diet			Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Catfish			
B	1.70	1.70	Bottom trawl survey from Contente (2013) (2009-2010), Robert (2008) (2004-2006) and REBIMAR database (2014-2015)
P/B	1.19	1.19	$Z=F+M$; M = empirical equation from Pauly (1980). L_{∞} and K from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)

Functional Group	Value used in the model	Original Value (before balancing)	Sources and References
Q/B	11.71	11.71	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)
diet			Chaves & Vendel (1996), fishbase.org
Weakfish			
B	0.50	-	estimated by Ecopath
P/B	0.90	2.00	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Q/B	12.86	11.89	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Gomes (2004), Schwarz Jr. (2009) and Santos (2006)
diet			Juras & Yamaguti (1985), Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Rays			
B	0.10	-	estimated by Ecopath
P/B	0.95	0.40	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Q/B	8.48	7.89	From the empirical equation of Pauly et al. (1990). L_{∞} and W_{∞} from Santos (2006) and fishbase.org
diet			Bornatowski et al. (2010), Marion et al. (2011), Carmo et al. (2015)
Sharks			
B	0.04	-	estimated by Ecopath
P/B	0.87	0.40	Gasalla & Rossi-Wongtschowski (2004)
Q/B	4.73	9.60	From the empirical equation of Palomares and Pauly (1989). Aspect and W_{∞} from fishbase.org
diet			Bornatowski et al. (2014)

Table S2. Diet composition matrix of the Paraná coast model (before balancing the model).

[illegible]

	Prey/ Predator	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	
28	Mulets	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	
29	Catfish	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
30	Weakfish	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.00	0.04	
31	Ray	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	
32	Shark	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	
33	Detritus	0.00	0.35	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.05	0.06	0.01	0.15	0.10	0.05	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.05	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.98	0.29	0.00	0.01	0.00

References

- Aguiar JBS, Filomeno MJB (1995) Hábitos alimentares de *Orthopristis ruber* (Cuvier, 1830), (Osteichthyes–Haemulidae) na Lagoa de Conceição–SC, Brasil. *Biotemas* 8(2):41–49
- Albins MA (2013) Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biol Invasions* 15(1):29–43
- Anni ISA, Pinheiro PC (2009) Hábito alimentar das espécies de robalo *Centropomus parallelus* Poey, 1986 e *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) no litoral norte de Santa Catarina e sul do Paraná, Brasil. In: Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia, São Lourenço, Brasil.
- Arias-González JE, González-Gándara C, Cabrera JL, Christensen V (2011) Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Environ res* 111(7):917–925
- Aued AW (2012) Comportamento territorial e alimentar do peixe-donzela comum, *Stegastes fuscus* (Pisces: Pomacentridae) ao longo da costa brasileira. Dissertation, Universidade Federal de Santa Catarina
- Bessa E, Santos FB, Pombo M, Denadai M, Fonseca M, Turra A (2014) Population ecology, life history and diet of the shorthead drum *Larimus breviceps* in a tropical bight in southeastern Brazil. *Biol Assoc of the UK* 94(3):615–622
- Bornatowski H, Navia AF, Braga RR, Abilhoa V, Corrêa MFM (2014) Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in southern Brazil. *ICES J Mar Sci: J Conseil* 71(7):1586–1592
- Bornatowski H, Robert MDC, Costa L (2010) Feeding of guitarfish *Rhinobatos percellens* (Walbaum, 1972) (Elasmobranchii, Rhinobatidae), the target of artisanal fishery in Southern Brazil. *Braz J Oceanogr* 58(1):45–52
- Branco CW, Aguiaro T, Esteves FA, Caramaschi EP (1997) Food sources of the teleost *Eucinostomus argenteus* in two coastal lagoons of Brazil. *Stud Neotrop Fauna E* 32(1):33–40
- Carmo WP, Bornatowski H, Oliveira EC, Fávaro LL (2015) Diet of the chola guitarfish, *Rhinobatos percellens* (Rhinobatidae), in the Paranaguá Estuarine complex. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87(2):721–731
- Chaves PDTC, Vendel AL (1998) Feeding habits of *Stellifer rastrifer* (Perciformes, Sciaenidae) at Guaratuba mangrove, Parana, Brazil. *Braz Arch Bio Tech* 41(4):423–428
- Chaves PDTC, Otto G (1998) Biological aspects of *Diapterus rhombeus* (Cuvier) (Teleostei, Gerreidae) at Guaratuba Bay, Paraná, Brazil. *Rev Bras Zool* 15(2):289–295
- Chaves PDTC, Vendel AL (1996) Aspectos da alimentação de *Genidens genidens* (Valenciennes) (Siluriformes, Ariidae) na baía de Guaratuba, Paraná. *Rev Bras Zool* 13(3):669–675
- Chaves PDTC, Vendel AL (2008) Análise comparativa da alimentação de peixes (Teleostei) entre ambientes de marisma e de manguezal num estuário do sul do Brasil (Baía de Guaratuba, Paraná). *Rev Bras Zool* 25(1):10–15
- Chaves PT, Corrêa CE (2000) Temporary use of a coastal ecosystem by the fish, *Pomadasys corvinaeformis* (Perciformes: Haemulidae), at Guaratuba Bay, Brazil. *Rev Bras Zool Ocean* 48(1):01-07.

- Chaves PT, Umbria SC (2003) Changes in the diet composition of transitory fishes in coastal systems, estuary and continental shelf. *Braz Arch Bio Tech* 46(1):41–46
- Chiaverini AP (2008) Ecologia trófica de *Sphoeroides testudineus* Linnaeus, 1758 e *Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900 da Gamboa do Perequê, Pontal do Sul, Paraná, Brasil. Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Condini MV, Hoeinghaus DJ, Garcia AM (2015) Trophic ecology of dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Actinopterygii, Epinephelidae) in littoral and neritic habitats of southern Brazil as elucidated by stomach contents and stable isotope analyses. *Hydrobiologia* 743(1):109–125
- Condini MV, Tanner SE, Reis-Santos P, Albuquerque CQ, Saint Pierre TD, Vieira JP, Cabral HN, Garcia AM (2016) Prolonged estuarine habitat use by dusky grouper *Epinephelus marginatus* at subtropical latitudes revealed by otolith microchemistry. *Endangered Species Research* 29(3):271–277
- Contente RF (2013) Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna do estuário Cananéia-Iguape. PhD Dissertation, Universidade de São Paulo, Brasil
- Côté IM, Maljkovic A (2010) Predation rates of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 404:219–225
- Dark E, Beal J (2013) Investigation of Lionfish (*P. volitans/miles*) Use of estuarine mangroves in the Indian River Lagoon, Florida, USA. Proceedings of the 66th Gulf and Caribbean Fisheries Institute November 4 – 8, Corpus Christi, Texas USA
- Daros FALDM (2014) Estudo da ictiofauna costeira no litoral do Paraná e adjacências através de censos visuais e microquímica de otólitos. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Denadai MR, Santos F B, Fernandez WS, Lorca L, Turra A (2013) Population biology and diet of *Pomadasy corvinaeformis* Perciformes: Pomadasyidae in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. *Rev Biol Trop* 61(4):1935–1945
- Frehse FDA (2009) Estrutura populacional e dieta de *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889) e *Stellifer brasiliensis* (Schultz, 1945) (Sciaenidae, Perciformes), nos períodos diurno e noturno, em quatro áreas da plataforma sul do estado do Paraná e norte do estado de Santa Catarina. Dissertation Universidade Federal do Paraná
- Gasalla MA, Rossi-Wongtschowski CLDB (2004) Contribution of ecosystem analysis to investigating the effects of changes in fishing strategies in the South Brazil Bight coastal ecosystem. *Ecol Model* 172:283–306
- Gibran FZ (2007) Activity, habitat use, feeding behavior, and diet of four sympatric species of Serranidae (Actinopterygii: Perciformes) in southeastern Brazil. *Neotrop Ichthyol* 5(3):387–398
- Gomes ID (2004) A estrutura da ictiofauna demersal do Paraná, entre os sistemas de Baía de Guaratuba e a foz do Rio Saí-Guaçu. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Guedes APP, Araújo FG, Azevedo MCC (2004) Estratégia trófica dos linguados *Citharichthys spilopterus* Günther e *Symphurus tessellatus* (Quoy&Gaimard) (Actinopterygii, Pleuronectiformes) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev Bras Zool* 21(4):857–864
- Höfling JC, Ferreira LI, Neto FBR, Paiva Filho AM, Soares CP, Silva MSR (1998) Fish alimentation of the Carangidae family of the estuarine lagoon complex in Cananéia, São Paulo, Brazil. *Bioikos* 12(2):7–18

- Jud ZR, Layman CA, Lee JA, Arrington DA (2011) Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans*/*P. miles*. *Aquat Biol* 13:21–26
- Juras AA, Yamaguti N (1985) Food and feeding habits of king weakfish, *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider, 1801) caught in the southern coast of Brazil (Lat. 29° to 32°S). *Bol Inst Oceanogr* 33(2):149–157
- Krumme U, Keuthen H, Barletta M, Saint-Paul U, Villwock W (2008) Resuspended intertidal microphytobenthos as major diet component of planktivorous Atlantic anchoveta *Cetengraulis dentulus* (Engraulidae) from equatorial mangrove creeks. *Ecotropica* 14:121–128
- Lopez JP (2011) Interações tróficas de peixes marinhos no Estado de São Paulo: banco de dados e comparações espaço-temporais. PhD Dissertation, Universidade de São Paulo
- Machado LF, Daros FAML, Bertoni AA, Hostim-Silva M, Barreiros JP (2008) Feeding strategy and trophic ontogeny in *Epinephelus marginatus* (Serranidae) from Southern Brazil. *Cybium* 32(1):33–41
- Marion C, Vaske-Junior T, Gadig OBF, Martins IA (2011) Feeding habits of the shortnose guitarfish, *Zapteryx brevirostris* (Müller and Henle, 1841) (Elasmobranchii, Rhinobatidae) in southeastern Brazil. *Braz J Biol* 71(1):83–89
- Morris JA, Akins JL (2009) Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian Archipelago. *Environ Biol Fishes* 86:389–398
- Nóbrega MFD, Lessa RP (2009) Age and growth of Spanish mackerel (*Scomberomorus brasiliensis*) off the northeastern coast of Brazil. *Neotrop Ichthyol* 7(4):667–676.
- Palomares MLD, Pauly D (1998) Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Mar Freshw Res* 49(5):447–453
- Pauly D (1980) On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J Cons Int Explor Mer* 39(3):175–192
- Pauly D, Christensen V, Sambilay V (1990) Some features of fish food consumption estimates used by ecosystem modellers. ICES Council Meeting 17, pp. 8
- Pereira PHC, Jacobucci GB (2008) Diet and feeding behavior of *Malacoctenus delalandii* (Perciformes: Labrisomidae). *Biota Neotropica*, 8(3):141–150
- Pereira PHC, Barros B, Zemoi R, Ferreira BP (2014) Ontogenetic diet changes and food partitioning of *Haemulon* spp. coral reef fishes, with a review of the genus diet. *Rev Fish Biol and Fisher* 25(1):245–260
- Pichler HA (2009) Utilização de planícies de maré pela ictiofauna em dois setores do estuário de Paranaguá, sul do Brasil. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná
- Pombo M, Denadai MR, Santos FB, Bessa E, Moraes C, Turra A (2013) Population biology of the barbel drum *Ctenosciaena gracilicirrhus* (Metzelaar, 1919) (Perciformes: Sciaenidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. *Braz J Oceanogr* 61(3):169–175
- Possamai B (2012) Hábito alimentar em fases ontogenéticas de *Mycteroperca acutirostris* (Actinopterygii: Epinephelidae) do litoral do Paraná e de Santa Catarina, Brasil. Graduation monography, Universidade Federal do Paraná
- Robert MC (2008) Variações nos procedimentos de pesca associadas às flutuações sazonais na disponibilidade do recurso ictiofaunístico costeiro na região limítrofe Paraná/Santa Catarina: um

estudo de caso na comunidade de Barra do Saí (Itapoá, SC). PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná

Rocha GRA, Rossi-Wongtschowski CLDB, Pires-Vanin AMS, Soares LSH (2007) Trophic models of São Sebastião Channel and continental shelf systems, SE Brazil. *PanamJAS* 2(2):149–162

Romero RM, Moraes LE, Santos MN, Rocha GR, Cetra M (2008) Biology of *Isopisthus parvipinnis*: an abundant sciaenid species captured bycatch during sea-bob shrimp fishery in Brazil. *Neotrop Ichthyol* 6(1):67–74

Santos C (2006) Comunidade de peixes demersais e ciclo reprodutivo de quatro espécies da família Sciaenidae na plataforma interna entre Superagui e Praia de Leste, PR. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná

Schwarz Junior R (2009) Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasa do litoral do Paraná. PhD Dissertation, Universidade Federal do Paraná

Sergipense S, Caramaschi EP, Sazima I (1999) Morfologia e hábitos alimentares de duas espécies de Engraulidae (Teleostei, Clupeiformes) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Rev Bras Oceanogr* 47(2):173–188

Umbria SC (1999) Análise comparativa da dieta de peixes entre dois ambientes costeiros: Estuário (Baía de Guaratuba) e mar aberto (Plataforma entre 15 e 20 metros). Monografia Graduação – Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Brasil

Vasconcelos Filho AL, Neumann-Leitão S, Eskinazi-Leça E, Schwamborn R, Oliveira AME, Paranaguá MN (2003) Trophic interactions between fish and other compartment communities in a tropical estuary in Brazil as indicator of environmental quality. *WIT Trans Ecol Envir* 63.

Material suplementar Capítulo 4

Species: *Pseudopolydora paucibranchiata*

Taxonomy: Annelida: Spionidae

Assessment area: Costa do Brasil

Assessor: Radashevsky, V.I.

Date: 24.08.2016

[1] very uncertain Little to no reliable information is available and the user has no experience with the species	[2] moderately certain Some reliable information is available; if information is incomplete it is supplemented with information on or experience with similar species in a similar environment	[3] very certain Considerable amount of reliable information is available or the user has first-hand experience with the species and the assessment area
--	---	---

Question number	Stage of invasion	Question	Description of answers	Answer	Uncertainty
1	Arrival	Is the species established in the assessment area?	[1] No [2] Observed but not reported as established [3] Yes	2	3

Question number	Stage of invasion	Question	Description of answers	Answer	Uncertainty
2	Arrival	How frequently and in what numbers is the species expected to arrive into the assessment area?	[1] Infrequently in low numbers [2] Frequently in low numbers or infrequently in high numbers [3] Frequently in high numbers	1	3
3	Survival	How much of the assessment area offers suitable habitat for the species?	[1] Negligible proportion of the assessment area [2] Moderate proportion of the assessment area [3] Most of the assessment area	2	3
4	Survival	How much of the assessment area offers suitable environmental conditions for the species to survive?	[1] Negligible proportion of the assessment area [2] Moderate proportion of the assessment area [3] Most of the assessment area	2	3
5	Establishment	Are the species' reproductive requirements available in the assessment area?	[1] Almost never [2] Sometimes [3] Almost always	2	3

Question number	Stage of invasion	Question	Description of answers	Answer	Uncertainty
6	Establishment	To what extent could natural control agents slow the species' population growth in the assessment area?	[1] Likely to severely restrict population growth [2] Could slow population growth [3] Unlikely to slow population growth	2	2
7	Spread	What is the range of the species' potential natural dispersal in the assessment area?	[1] Very limited range [2] Moderate range [3] Wide range	2	3
8	Spread	What is the range of the species' potential dispersal in the assessment area from anthropogenic mechanisms?	[1] Very limited range [2] Moderate range [3] Wide range	1	3
9	Impact	What level of impact could the species have on population growth of other species in the assessment area?	[1] Low or no impact [2] High impact in few areas or moderate impact in many areas [3] High impact in many areas	1	2
10	Impact	What level of impact could the species have on communities in the assessment area?	[1] Low or no impact [2] High impact in few areas or moderate impact in many areas [3] High impact in many areas	1	2

Question number	Stage of invasion	Question	Description of answers	Answer	Uncertainty
11	Impact	What level of impact could the species have on habitat in the assessment area?	[1] Low or no impact [2] High impact in few areas or moderate impact in many areas [3] High impact in many areas	1	2
12	Impact	What level of impact could the species have on the ecosystem function in the assessment area?	[1] Low or no impact [2] High impact in few areas or moderate impact in many areas [3] High impact in many areas	1	2
13	Impact	What level of impact could the species' associated diseases, parasites, or travellers have on other species in the assessment area?	[1] Low or no impact [2] High impact in few areas or moderate impact in many areas [3] High impact in many areas	1	3
14	Impact	What level of genetic impact could the species have on other species in the assessment area?	[1] Low or no impact [2] High impact in few areas or moderate impact in many areas [3] High impact in many areas	1	3

Question number	Stage of invasion	Question	Description of answers	Answer	Uncertainty
15	Impact	What level of impact could the species have on at-risk or depleted species in the assessment area?	[1] Low or no impact [2] High impact in few areas or moderate impact in many areas [3] High impact in many areas	1	3
16	Impact	What level of impact could the species have on the species have on aquaculture and commercially fished species in the assessment area?	[1] Low or no impact [2] High impact in few areas or moderate impact in many areas [3] High impact in many areas	1	3
17	Impact	Is the species known or generally considered to be invasive anywhere in the world?	[1] No [2] No, but has traits related to invasiveness [3] Yes	3	3

Raw assessment score (possible range of 1-9)	Lower confidence limit	Mean adjusted for uncertainty	Upper confidence limit
2,14	1,99	2,36	2,72